



**PROPUESTA METODOLÓGICA PARA LA EVALUACIÓN Y EL
ANÁLISIS DE LA VULNERABILIDAD A LAS SEQUÍAS A ESCALA DE
DEMARCACIÓN HIDROGRÁFICA.
APLICACIÓN AL CASO DEL GUADALETE-BARBATE.**

Tesis realizada para la obtención del Grado de Doctor
con opción a Mención de Doctor Internacional por

Jesús Vargas Molina

Bajo la dirección de la Dra. Pilar Paneque Salgado

Sevilla, julio de 2016

Contenidos

<i>Lista de Figuras</i>	7
<i>Lista de Tablas</i>	11
<i>Prólogo</i>	17
I. INTRODUCCIÓN	21
<i>Introduction</i>	33
II. FUNDAMENTOS TEÓRICOS	41
Capítulo 1. Riesgos y vulnerabilidad	43
1.1. Contextos definidos por la complejidad y la incertidumbre	46
1.1.1. Sobre el concepto de complejidad.....	47
1.1.2. Sobre el concepto de incertidumbre.....	50
1.1.3. La aparición de nuevos enfoques: gestión y gobernanza adaptativa	51
1.2. Reflexiones en torno al riesgo	54
1.2.1. Evolución de la consideración del riesgo.....	55
1.2.2. Los procesos naturales no son riesgos	58
1.2.3. Implicaciones de la consideración social del riesgo.....	62
1.2.4. El tratamiento de la complejidad y la incertidumbre en la gestión del riesgo	65
1.3. La consideración de la vulnerabilidad en el estudio de los riesgos	70
1.3.1. Precisiones conceptuales	71
1.3.1.1. <i>El concepto de vulnerabilidad</i>	71
1.3.1.2. <i>El concepto de resiliencia</i>	77
1.3.2. Evolución en los estudios de vulnerabilidad	80
1.3.2.1. <i>La lectura física de la vulnerabilidad</i>	80
1.3.2.2. <i>La lectura social de la vulnerabilidad</i>	82
1.3.2.2.1. La teoría de los derechos	82
1.3.2.2.2. Modelo Pressure and Release (PAR)	82
1.3.2.2.3. Modelo de acceso.....	84

1.3.2.2.4. La doble estructura de la vulnerabilidad.....	85
1.3.2.3. <i>Nuevos enfoques híbridos sobre vulnerabilidad</i>	86
1.3.2.3.1. El enfoque holístico	87
1.3.2.3.2. El proyecto MOVE.....	88
1.3.2.3.3. Los trabajos del IPCC.....	89
1.3.3. Retos y oportunidades en el estudio de la vulnerabilidad	92
1.3.4. El uso de los conceptos en esta Tesis Doctoral	94
Capítulo 2. Sequías	97
2.1. La relación gestión de recursos-gestión del riesgo.....	101
2.2. Rasgos característicos de la sequía como riesgo natural	106
2.3. Sobre las definiciones de sequía	108
2.4. La común confusión entre sequía y escasez	113
2.5. La medición de la sequía	115
2.5.1. Indicadores de sequía	119
2.5.2. Indicadores de escasez	121
2.6. Sequías en España	123
2.7. De la gestión de crisis a la gestión de riesgos	124
2.7.1. Gestión de sequías en España	127
2.7.1.1. <i>Consolidación del enfoque de gestión de crisis</i>	127
2.7.1.2. <i>Hacia un nuevo paradigma de gestión de riesgos</i>	132
III.FUNDAMENTOS METODOLÓGICOS.....	139
Capítulo 3. Propuesta metodológica	141
3.1. Antecedentes en la evaluación de la vulnerabilidad	143
3.2. Cuestiones previas al planteamiento metodológico	147
3.3. Planteamiento metodológico.....	153
3.4. Técnicas y herramientas de análisis	159
3.5. Escalas de trabajo	162
3.6. Variables e indicadores	165
3.6.1. Exposición	166
3.6.1.1 <i>Standardized Precipitation-Evapotranspiration Index (SPEI)</i>	167
3.6.2. Sensibilidad	168
3.6.2.1. <i>Factor población</i>	169

3.6.2.2. Factor demanda y uso del agua	172
3.6.2.3. Factor origen del recurso.....	173
3.6.2.4. Factor relevancia socio-económica.....	174
3.6.3. Capacidad de adaptación.....	175
3.6.3.1. Factor participación pública	177
3.6.3.2. Factor cumplimiento de legislación	178
3.6.3.3. Factor herramientas de gestión de sequías	180
3.6.3.4. Factor infraestructuras	182
3.6.3.5. Factor capacidad financiera de recuperación	183
3.6.3.6. Factor investigación.....	184
3.6.3.7. Factor comunicación y percepción del riesgo de sequía	185
3.6.3.8. Factor cambio climático.....	185
3.7. Normalización e integración de indicadores	186

IV. APLICACIÓN A ESCALA DE DEMARCACIÓN HIDROGRÁFICA, SISTEMAS DE EXPLOTACIÓN Y UNIDADES DE DEMANDA.....189

Capítulo 4. Delimitación y caracterización de la cuenca piloto: La Demarcación Hidrográfica Guadalete-Barbate (DHGB).....191

4.1. Delimitación y estructura organizativa de la DHGB	193
4.1.1. Ámbito territorial	194
4.1.2. Estructura organizativa	202
4.1.3. Escalas de análisis	206
4.1.3.1 Unidades de Demanda Urbana (UDU)	207
4.1.3.2. Unidades de Demanda Agraria (UDA).....	210
4.1.3.3. Sistemas de Explotación (SE) y Sistema de Explotación Único (DHGB)	211
4.2. Caracterización climática e hidrológica	213
4.2.1. Condiciones climáticas	214
4.2.2. La experiencia de la sequía en la DHGB.....	216
4.2.3. Cuenca del Guadalete.....	220
4.2.4. Cuenca del Barbate	224
4.2.5. Cauces intercuenas	228
4.2.6. Las masas de agua	229

4.2.6.1. Masas de agua superficial.....	231
4.2.6.2. Masas de agua subterránea.....	235
4.3. Características del sistema Guadalete-Barbate	237
4.3.1. Disponibilidad de recursos	238
4.3.1.1 Recursos propios.....	239
4.3.1.2. Recursos externos: El trasvase Guadiaro-Majaceite	241
4.3.2. Usos y demandas de agua	243
4.3.2.1. Demanda urbana.....	243
4.3.2.2. Demanda agraria.....	245
4.3.2.3. Demanda industrial	248
4.3.2.4. Demanda energética.....	249
4.3.2.5. Otros usos	250
4.3.3. Balances actuales y escenarios futuros	251
Capítulo 5. Resultados y análisis	255
5.1. Indicadores de vulnerabilidad a la sequía	257
5.1.1. Indicadores de exposición	258
5.1.1.1. Standardized Precipitation-Evaporation Index (SPEI).....	258
5.1.2. Indicadores de sensibilidad.....	261
5.1.2.1. Factor población	261
5.1.2.2. Factor usos y demandas del agua.....	270
5.1.2.3. Factor origen del recurso.....	283
5.1.2.4. Factor relevancia socio-económica.....	291
5.1.3. Indicadores de capacidad de adaptación.....	296
5.1.3.1. Factor participación pública	298
5.1.3.2. Factor cumplimiento de la legislación	302
5.1.3.3. Factor herramientas de gestión.....	304
5.1.3.4. Factor infraestructuras	307
5.1.3.5. Factor investigación.....	308
5.1.3.6. Factor comunicación y percepción del riesgo	311
5.1.3.7. Factor cambio climático.....	314
5.2. Índice de vulnerabilidad a la sequía (IVS)	316
5.2.1. Índice de Exposición (IE)	317
5.2.2. Índice de Sensibilidad (IS)	317
5.2.3. Índice de Capacidad de Adaptación (ICA)	320
5.2.4. Cálculo del IVS.....	321

5.3. Análisis de la vulnerabilidad	322
5.3.1. Análisis de la estructura de la vulnerabilidad	322
5.3.2. Análisis de las dimensiones de la vulnerabilidad	324
V. CONCLUSIONES.....	327
<i>Conclusions</i>	337
BIBLIOGRAFÍA	345
ANEXOS.....	379
Anexo 1	381
Anexo 2.....	383
Anexo 3.....	399

Lista de Figuras

Figura 1. Diagrama del ciclo de gestión adaptativa	52
Figura 2. La secuencia “de evento natural a desastre”	59
Figura 3. De la percepción del riesgo a la actuación	63
Figura 4. Marco conceptual de la ciencia posnormal	67
Figura 5. Marco conceptual de la gobernanza del riesgo.....	69
Figura 6. La ecuación del riesgo	76
Figura 7. La vulnerabilidad en el enfoque tradicional de análisis de riesgos	81
Figura 8. Marco de vulnerabilidad según el modelo PAR.....	83
Figura 9. Diagrama de la doble estructura de la vulnerabilidad	86
Figura 10. El marco de la vulnerabilidad del proyecto MOVE.....	89
Figura 11. Marco de la vulnerabilidad del IPCC.....	90
Figura 12. Esquema relacional entre cambio climático y riesgos naturales	91
Figura 13. Diagrama de Venn para el hazardscape	93
Figura 14. Número total de personas afectadas en el mundo por tipo de desastre	100
Figura 15. Relación entre los diferentes paradigmas de gestión del agua y el tratamiento de los riesgos hídricos	103
Figura 16. Evolución y previsiones de crecimiento de los regadíos andaluces	106
Figura 17. Evolución en el tiempo de los diferentes tipos de sequía y sus consecuencias asociadas.....	112
Figura 18. Causas de la escasez de agua	114
Figura 19. Relación entre indicadores de sequía y escasez	118
Figura 20. El ciclo hidro-ilógico	125
Figura 21. Factores que determinan la aplicación metodológica de los análisis de vulnerabilidad.....	147
Figura 22. Metodología propuesta para el cálculo del Índice de Vulnerabilidad a la Sequía (IVS)	154
Figura 23. Diagrama triangular de la estructura del Índice de Vulnerabilidad a la Sequía (ISV)	157
Figura 24. Relación entre las diferentes escalas de análisis propuestas	165
Figura 25. Distribución territorial y competencial de las cuencas hidrográficas de Andalucía tras la aprobación de la Ley 29/1985 de Aguas.	196

Figura 26. Distribución territorial y competencia de las demarcaciones hidrográficas tras la aprobación del RD 125/2007	199
Figura 27. Distribución territorial y competencial de las Demarcaciones Hidrográficas Andaluzas tras la aprobación del Decreto 357/2009	200
Figura 28. Delimitación de la Demarcación Hidrográfica Guadalete Barbate según Decreto 357/2009	201
Figura 29. Ámbitos territoriales de los Planes de Ordenación del Territorio de Ámbito Subregional (P.O.T.S) de la provincia de Cádiz y de la DHGB	203
Figura 30. Sistemas del Ciclo Integral del Agua dentro del ámbito de aplicación de la DHGB	205
Figura 31. Unidades de Demanda Urbana (UDU) de la DHGB.....	207
Figura 32. Unidades de Demanda Agraria (UDA) de la DHGB	211
Figura 33. Sistemas de Explotación (SE) de la DHGB	212
Figura 34. Medias mensuales de precipitaciones para la serie temporal 1940 -2009 en la Demarcación Hidrográfica Guadalete Barbate.....	215
Figura 35. Medias anuales de precipitaciones para la serie temporal 1940 -2009 en la Demarcación Hidrográfica Guadalete Barbate.....	215
Figura 36. La cuenca del Río Guadalete.....	222
Figura 37. La cuenca del río Barbate	226
Figura 38. Masas de agua Muy modificadas y Artificiales de la DHGB (2015-2021)	232
Figura 39. Estado global de las masas de agua superficiales en la DHGB (2015-2021)	234
Figura 40. Masas de agua subterránea de la DHGB (2015-2021)	235
Figura 41. Estado global de las masas de agua subterráneas de la DHGB (2015-2021)	237
Figura 42. Volúmenes anuales trasvasados por el Trasvase Guadiaro-Majaceite (2000- 2012).....	242
Figura 43. Distribución por origen del recurso en cada uno de los SE y en el conjunto de la DHGB.....	244
Figura 44. Porcentaje de la extensión dedicada a cada cultivo en la DHGB.....	247
Figura 45. Balance hídrico del SE Guadalete para los escenarios Actual, 2021 y 2027	252
Figura 46. Balance hídrico del SE Barbate para los escenarios Actual, 2021 y 2027	253
Figura 47. Balance hídrico de la DHGB para los escenarios Actual, 2021 y 2027	254

Figura 48. Superficie de tierras de labor en secano en la DHGB	282
Figura 49. Representación gráfica del valor de los indicadores de relevancia económica de los sectores de uso urbano del agua y uso agrario	294
Figura 50. Peso del VAB por sectores en Andalucía	295
Figura 51. Valor normalizado de los indicadores relevancia económica para los sectores de uso urbano (rama servicios) y sector agrario (rama primaria)	296
Figura 52. Evolución del índice de confianza institucional en la DHGB.....	304
Figura 53. Representación gráfica de los valores de los indicadores de la variable investigación	310
Figura 54. Distribución anual de noticias sobre sequía aparecidas en prensa de Cádiz.....	311
Figura 55. El triángulo de la estructura de la vulnerabilidad de la DHGB.....	323
Figura 56. Gráfico radial de las dimensiones de la vulnerabilidad en la DHGB	325

Lista de Tablas

Tabla 1. Tipología de problemas ambientales	47
Tabla 2. Líneas estratégicas y tipo de medidas en cada fase del proceso de gestión del riesgo.....	61
Tabla 3. Definiciones de vulnerabilidad	73
Tabla 4. Definiciones de referencia utilizadas	95
Tabla 5. Indicadores de sequía más utilizados para caracterizar la sequía meteorológica	120
Tabla 6. Indicadores de sequía más utilizados para caracterizar las sequías agronómicas e hidrológicas.....	121
Tabla 7. Indicadores de escasez	122
Tabla 8. Tratamiento de la sequía en las distintas figuras de la legislación sobre agua en España.....	131
Tabla 9. Legislación estatal en materia de sequías aprobada entre 1990-1995	134
Tabla 10. Criterios para la fijación de umbrales de estado de sequía.....	136
Tabla 11. Selección de Evaluaciones de Vulnerabilidad a la Sequía (DVA) según el modelo del IPCC (2001)	151
Tabla 12. Categorías de “zonas” de vulnerabilidad basadas en la estructura de diagrama triangular de los valores relativos del índice de vulnerabilidad	158
Tabla 13. Tabla de referencia para la relación entre variables y dimensiones de la vulnerabilidad	159
Tabla 14. Relación de variables por factores e indicadores de sensibilidad propuestos para el cálculo del IVS	169
Tabla 15. Relación de factores, variables e indicadores de capacidad de adaptación propuestos para el cálculo del IVS.....	177
Tabla 16. Sistemas de Gestión del Ciclo Integral del agua en la provincia de Cádiz	204
Tabla 17. Principales características de las Unidades de Demanda Urbana de la Demarcación Hidrográfica Guadalete Barbate	209
Tabla 18. Unidades de Demanda Agraria (UDA) de la Demarcación Hidrográfica Guadalete Barbate	210
Tabla 19. Correspondencia entre las diferentes Unidades de Demanda Urbana y Agraria con los Sistemas de Explotación en la DHGB.....	213
Tabla 20. Periodos secos de la DHGB en función de la desviación de las precipitaciones respecto a la media	217

Tabla 21. Graduación de la intensidad de sequías meteorológicas (1950/51-2005/06).....	218
Tabla 22. Datos técnicos de los embalses de la cuenca del río Guadalete.....	223
Tabla 23. Datos técnicos de los embalses de la cuenca del río Barbate	228
Tabla 24. Tipos de masas de agua utilizadas en la legislación española.....	230
Tabla 25. Caracterización de masas de agua superficiales de la DHGB en el primer y segundo ciclo de planificación.....	233
Tabla 26. Designación de estado de masas de agua superficiales de la DHGB (2015-2021)	233
Tabla 27. Determinación del estado cuantitativo, químico y global de las masas de agua subterránea de la DHGB (2015-2021).....	236
Tabla 28. Recursos hídricos existentes en la DHGB (2015-2021).....	238
Tabla 29. Recursos disponibles en cada SE y en el conjunto de la DHGB (2015-2021)	239
Tabla 30. Recursos disponibles en la DHGB para los escenarios Actual, 2021 y 2027.....	242
Tabla 31. Superficie y demanda bruta actual y escenarios 2021 y 2027 de las distintas UDA de la DHGB	246
Tabla 32. Evolución del origen del agua, sistemas de riego y eficiencias de uso agrario del agua en la DHGB.....	247
Tabla 33. Evolución de la demanda agraria en los escenarios 2021 y 2027	248
Tabla 34. Aprovechamientos hidroeléctricos de la DHGB	249
Tabla 35. Unidades de demanda energética consideradas en el modelo del sistema Guadalete-Barbate.....	250
Tabla 36. Periodos secos, duración e intensidad máxima de los periodos secos de cada SE en función de los valores de SPEI 12	259
Tabla 37. Normalización del valor de duración de periodos secos	260
Tabla 38. Umbrales considerados para la caracterización de SPEI	260
Tabla 39. Resultado del indicador de exposición en cada uno de los SE.....	260
Tabla 40. Relación de variables e indicadores de sensibilidad y escalas territoriales y temporales de aplicación.....	261
Tabla 41. Valores de población equivalente para cada UDU	263

Tabla 42. Valores de población equivalente para cada SE y para el conjunto de la DHGB.....	264
Tabla 43. Valores de densidad de población para cada una de las UDU.....	265
Tabla 44. Valores de densidad de población para cada SE y para el conjunto de DHGB.....	265
Tabla 45. Valores de incremento de población estacional para cada UDU.....	266
Tabla 46. Valores de incremento de población estacional para cada SE y para el conjunto de la DHGB	267
Tabla 47. Tasa de crecimiento anual para cada una de las UDU de la DHGB.....	268
Tabla 48. Tasa de crecimiento anual para cada SE y para el conjunto de la DHGB.....	268
Tabla 49. Valores para el número de personas sin acceso a suministro de agua potable en sus hogares para cada UDU	269
Tabla 50. Valores para el número de personas sin acceso a suministro de agua potable en sus hogares para cada SE y para el conjunto de la DHGB.....	270
Tabla 51. Valores del Índice de Estrés Hídrico (WEI +) para cada uno de los SE y para el conjunto de la DHGB.....	270
Tabla 52. Volúmenes captados y consumidos para consumo doméstico de cada por cada una de las UDU.....	272
Tabla 53. Distribución del abastecimiento urbano de cada una de las UDU.....	273
Tabla 54. Valores para la demanda neta doméstica para cada uno de las UDU	274
Tabla 55. Valores de demanda neta doméstica para cada una de las UDU.....	275
Tabla 56. Valores de demanda relativa del sector agrícola para cada SE y para el conjunto de la DHGB	276
Tabla 57. Pérdidas reales en cada una de las UDU de la DHGB.....	277
Tabla 58. Pérdidas reales en cada uno de los SE y para el conjunto de la DHGB.....	277
Tabla 59. Pérdidas en redes agrarias en cada una de las UDA de la DHGB.....	278
Tabla 60. Pérdidas en redes agrarias en cada uno de los SE y en el conjunto de la DHGB	278
Tabla 61. Distribución de cultivos en cada una de las UDA	279
Tabla 62. Dotaciones estimadas para los diferentes tipos de cultivo	279
Tabla 63. Demandas netas por cultivo de cada una de las UDA.....	280
Tabla 64. Indicador de eficiencia de los sistemas de riego para cada una de UDA de la DHGB.....	281

Tabla 65. Indicador de eficiencia de los sistemas de riego para cada uno de los SE y para el conjunto de la DHGB.....	282
Tabla 66. Resultados para el indicador superficie relativa de secano en cada una de los SE y para el conjunto de la DHGB.....	283
Tabla 67. Relación de valores asignados a cada tipo de fuente del recurso	284
Tabla 68. Valores obtenidos para indicador origen del agua agraria para cada una de las UDA	285
Tabla 69. Valores obtenidos para indicador origen del agua urbana para cada una de las UDU.....	286
Tabla 70. Valores obtenidos para indicador origen del agua agraria para cada uno de los SE y para el conjunto de la DHGB.....	286
Tabla 71. Conversión de estado de masas de agua superficiales a valores cuantitativos	288
Tabla 72. Conversión de estado de masas de agua subterráneas a valores cuantitativos	289
Tabla 73. Valor obtenido para el cálculo del indicador estados de masas de agua para cada UDA	289
Tabla 74. Valor obtenido para el cálculo del indicador estado de masas de agua para cada UDU	290
Tabla 75. Valor obtenido para el cálculo del indicador estado de masas de agua para cada SE y para el conjunto de la DHGB.....	291
Tabla 76. Datos de ocupación en función de la actividad del establecimiento (a 3 dígitos de la CNAE09), relacionados directamente con la agricultura en la provincia de Cádiz y España	292
Tabla 77. Datos de ocupación en función de la actividad del establecimiento (a 3 dígitos de la CNAE09), relacionados directamente con el sector del ciclo urbano del agua en la provincia de Cádiz y España.....	292
Tabla 78. Valor de los indicadores de relevancia económica del sector de consumo urbano del agua y del sector agricultura.....	293
Tabla 79. Componentes del PIB a precios de mercado para el año 2012.....	295
Tabla 80. Relación de variables e indicadores de capacidad de adaptación y escalas territoriales y temporales de aplicación	297
Tabla 81. Cuestionario de evaluación cuantitativa del proceso de participación del PHD (2015-2021).....	299
Tabla 82. Cuestionario de evaluación cuantitativa del proceso de participación del PES (2015-2021)	300

Tabla 83. Composición de los diferentes órganos de gestión del agua	301
Tabla 84. Resultados para el cálculo del indicador nivel de adecuación de PHD a DMA.....	303
Tabla 85. Resultados para el cálculo del indicador Plan de Sequía (PES)	305
Tabla 86. Resultados para el cálculo del indicador Decretos de Sequía	306
Tabla 87. Resultados para el cálculo del indicador Bancos de agua	306
Tabla 88. Capacidad aportada por las infraestructuras de embalse respecto a las demandas consuntivas totales en cada uno de los SE y en el conjunto de la DHGB	307
Tabla 89. Capacidad aportada por las infraestructuras de reutilización respecto a las demandas consuntivas totales en cada uno de los SE y en el conjunto de la DHGB.....	308
Tabla 90. Capacidad aportada por recursos externos respecto a las demandas consuntivas totales en cada uno de los SE y en el conjunto de la DHGB	308
Tabla 91. Gasto total en I+D+i en Andalucía y España en el año 2015.....	309
Tabla 92. Número de investigadores respecto al total de ocupados en la provincia de Cádiz y en España.....	309
Tabla 93. Número de doctores respecto al total de ocupados en la provincia de Cádiz y en España.....	309
Tabla 94. Resultados obtenidos para los indicadores de la variable investigación.....	310
Tabla 95. N° de entrevistados que eligen la sequía como problema más importante de Andalucía	312
Tabla 96. Recuento de entrevistas que consideran la falta de agua como primer o segundo problema ambiental en Andalucía	313
Tabla 97. Cuestionario para el cálculo del indicador de adecuación del PHD a efectos del cambio climático	315
Tabla 98. Recuento de entrevistas en la DHGB que consideran el cambio climático como primer o segundo problema ambiental global	316
Tabla 99. Resultados del Índice de Sensibilidad para cada una de las UDU para los escenarios Actual, 2021 y 2027	318
Tabla 100. Resultados del Índice de Sensibilidad para cada una de las UDA para los escenarios actual, 2021 y 2027.....	319
Tabla 101. Resultados del Índice de Sensibilidad para cada uno de los SE y para el conjunto de la DHGB para los escenarios actual, 2021 y 2027	320

Tabla 102. Niveles de vulnerabilidad según valor del IVS	322
Tabla 103. Relación entre los indicadores y las dimensiones de la vulnerabilidad	324

Prólogo

La Tesis Doctoral que aquí se presenta no puede entenderse si no es como el resultado de un intenso y apasionante recorrido en el que diferentes personas y experiencias han estimulado y alimentado ideas, aprendizajes y reflexiones que han permitido dar forma y madurar este trabajo.

Quisiera empezar estas líneas con una mención a los compañeros de la Estación Experimental de Aula Dei, del Consejo Superior de Investigaciones Científicas (EEAD-CSIC), de Zaragoza. En concreto, quiero mostrar mi agradecimiento a los miembros del grupo de investigación de Riegos, Agronomía y Medio Ambiente y de forma especial a sus entonces responsables, los doctores Enrique Playán y Nery Zapata, con quienes disfruté mi primera experiencia en el ámbito de la investigación al realizar bajo su tutela las prácticas de la Licenciatura en Ciencias Ambientales de la Universidad Nacional de Educación a Distancia (UNED), que entonces cursaba. Pese a que, con el tiempo, mi línea de investigación ha tomado otros derroteros, sus enseñanzas y dedicación motivaron mi interés por emprender esta carrera.

El origen de la Tesis que aquí se presenta se remonta al curso académico 2011/2012, cuando, en el seno del Máster de Gestión del Territorio y Medio Ambiente de la Universidad Pablo de Olavide (UPO), entré en contacto con los conflictos territoriales e institucionales y en especial con aquellos vinculados a los recursos y riesgos hídricos. En el desarrollo de las diferentes materias de este Máster, no solo pude descubrir mis inquietudes por estas cuestiones sino que también comprendí lo mucho que desde la investigación se podía aportar a la práctica de la política y la gestión territorial e hidrológica.

Al acabar mis estudios de postgrado, me integré en el grupo de investigación ADINA¹ donde he podido encontrar un equipo de trabajo de carácter multidisciplinar con el que compartir conocimientos y reflexiones, por lo que quiero expresar mi agradecimiento a todos sus miembros.

¹ ADINA: *Áreas Dinámicas Naturales y Antrópicas*. Grupo de Investigación HUM-750 del Plan Andaluz de Investigación, Desarrollo e Innovación de la Junta de Andalucía. Responsable: Pilar Paneque Salgado.

Además, desde 2012 he desarrollado mi actividad profesional como Técnico Superior de Apoyo a la Investigación en el Laboratorio de Geografía de la UPO en el marco de proyectos de investigación competitivos, dedicados al estudio de la sequía y la mejora de su gestión, LOUKKOS², GESTISEQ³, GUADALSEQ⁴ y EVALSOC⁵. En el marco de estos proyectos no solo he podido canalizar mis inquietudes y mi vocación investigadora, sino además continuar mi formación y enriquecerme de las enseñanzas y aportaciones de todos sus miembros, para quienes quiero manifestar un agradecimiento muy especial. Gracias a todos.

De gran valor han sido también las diferentes experiencias internacionales en las que a lo largo de este tiempo he podido debatir y consolidar esta Tesis Doctoral. Por una parte, quiero mencionar mi participación en la escuela de verano *The DROUGHT-Resilience SPI Summer School: Drought Hazard and Management: Challenges in a Changing World*, celebrada en Syros (Grecia) en el verano de 2014, donde tuve la oportunidad de aprender y debatir con estudiantes de doctorado y profesionales de todo el mundo, sobre las diferentes perspectivas y dimensiones que rodean a las sequías. Por otra parte, también fue especialmente enriquecedora para este trabajo mi participación en las I Jornadas Doctorales organizadas por el Campus de Excelencia de Medio Ambiente, Biodiversidad y Cambio Global, el verano de 2015 en Ciudad de Panamá (Panamá), donde pude presentar y debatir los marcos teóricos y metodológicos de esta Tesis Doctoral con otros 15 estudiantes de doctorado y, de manera especial, con profesionales del sector de diferentes nacionalidades.

Por lo fundamental de sus aportaciones y su excelente acogida personal y profesional, he de agradecer a la Dra. Susan Cutter, su invitación para realizar una estancia de investigación entre los meses de abril y julio de 2016 en el *Hazards & Vulnerability Research Institute* de la Universidad de Carolina del Sur (Estados Unidos) y a los doctores Crish. T. Emrich y

² LOUKKOS: *Gestión y mitigación de sequías en Andalucía y Marruecos: participación social y fortalecimiento institucional*. Proyecto de la Agencia Andaluza de Cooperación Internacional para el Desarrollo (AACID), Junta de Andalucía. Convocatoria 2010 (2011-2013). Investigadora Principal: Dra. Pilar Paneque Salgado.

³ GESTISEQ: *Directiva Marco del Agua y riesgos hídricos: gestión y mitigación de sequías*. Proyecto del Plan Nacional de I+D+I, Ministerio de Economía y Competitividad. Convocatoria 2011 (2012-2015). Investigadora Principal: Dra. Pilar Paneque Salgado.

⁴ GUADALSEQ: *Desarrollo de un modelo de anticipación a las sequías basado en escenarios dinámicos*. Proyectos de Excelencia, Junta de Andalucía. Convocatoria 2011 (2013-2016). Investigadora Principal: Dra. Pilar Paneque Salgado.

⁵ EVALSOC: *Evaluación de la vulnerabilidad socio-institucional a las sequías: propuesta metodológica, estudio de caso y elaboración de una Guía*. Proyecto del Plan Estatal de Fomento de la Investigación Científica y Técnica de Excelencia del Ministerio de Economía y Competitividad. Convocatoria 2015 (2016-2018). Investigadora Principal: Dra. Pilar Paneque Salgado.

Mellanie Gall, por sus fundamentales aportaciones teóricas y metodológicas, gracias a las cuales he podido madurar y validar el trabajo realizado en esta Tesis Doctoral.

No puedo dejar pasar la oportunidad que me brindan estas líneas para reconocer y agradecer el aprendizaje y el enriquecimiento profesional y personal que he recibido gracias a los interesantes debates y trabajos que he compartido durante estos años con los compañeros de la Fundación Nueva Cultura del Agua, en especial con los miembros del Observatorio de Políticas del Agua (OPPA): Joan Corominas, Leandro del Moral, Abel La Calle y Francesc La Roca. Gracias por vuestra permanente disponibilidad, vuestro entusiasmo y vuestra enorme dedicación.

También quiero reconocer y agradecer en estas líneas la excelente acogida de todas aquellas personas de la Demarcación Hidrográfica Guadalete-Barbate (usuarios, gestores, expertos) que tan amablemente me han atendido a lo largo de estos años y cuyas aportaciones han enriquecido tanto este trabajo.

Mención especial merecen mis compañeros del Laboratorio de Geografía y del Laboratorio de Costas de la UPO: Claudia, Jesús, Andrea, José Luis y Alessandro, que me han acompañado a lo largo de todo este recorrido, siendo un apoyo fundamental tanto en los buenos como en los malos momentos.

Por último, mi más profundo agradecimiento a Pilar Paneque. Gracias por todos tus consejos, por todas tus enseñanzas y por tu infinita dedicación. Gracias por tu generosidad, tu constancia y tu entrega. Gracias por ser un ejemplo de trabajo, de compañerismo y de profesionalidad, pero sobre todo gracias por tu amistad, muchas gracias.

I. INTRODUCCIÓN



Embalse de Bornos. Autor

Existe un consenso científico generalizado en relación con el hecho de que asistimos a una transición en la política de los recursos hídricos, que tiene lugar en un marco de cambios más generales que definen una nueva relación entre la sociedad y la naturaleza. De igual manera, podemos hablar de una transición en materia de política de riesgos hídricos que, de forma paralela, se desarrolla en un contexto marcado por la complejidad y la incertidumbre, así como por la implicación de distintas escalas espaciales y temporales.

Desde la aprobación de la Directiva Marco del Agua (DMA) en el año 2000, la política hidrológica europea es un claro ejemplo de la introducción de nuevos objetivos y del esfuerzo planificador que se ha realizado para dar respuesta a los retos que implica esta transición hacia nuevos modelos de gestión. Buena prueba de ello es la prioridad otorgada por la DMA a la recuperación del buen estado ecológico de los ecosistemas hídricos y la participación pública real y efectiva, la delimitación de las demarcaciones hidrográficas como unidades de gestión, los nuevos ciclos de planificación hidrológica 2015-2021 y 2021-2027, o la aprobación de la Directiva 2007/60/CE de inundaciones. El éxito en la asunción de estos objetivos, en la elaboración de los nuevos planes y en el diseño de adecuadas herramientas de gestión en los distintos territorios nacionales dependerá en gran medida de la manera de entender el binomio recursos-riesgos.

En particular, la comprensión del riesgo como proceso y como fenómeno híbrido posibilita que emerjan nuevos modelos y alternativas de gestión que superen las inercias y políticas tradicionales de carácter más reactivo. De dicha comprensión deriva también la introducción de las evaluaciones de vulnerabilidad como herramientas que permiten comprender el funcionamiento de los sistemas, reconocer las incertidumbres asociadas y desarrollar estrategias de mitigación y reducción de riesgos.

El debate sobre los cambios en el modelo de gestión del riesgo se hacen más urgentes en el caso de las sequías al ser este uno de los riesgos naturales que a más personas afecta en todo el mundo y además uno de los menos comprendidos. La sequía entendida como riesgo natural es consecuencia de una combinación de factores físicos y humanos en una secuencia temporal determinada, que provoca impactos como resultado de la interacción de una anomalía en las precipitaciones por debajo de los niveles normales y las demandas de agua que existen en una región determinada.

Las estrategias tradicionales de gestión de la sequía se han basado en la consideración de estos fenómenos como desastres ante los que nada o poco se podía hacer, más allá de la aplicación de medidas reactivas y de emergencia una vez que se han manifestado los impactos. El sentido de urgencia sirve para desviar la atención sobre las causas fundamentales que hacen que un descenso en las precipitaciones genere situaciones de escasez, al atribuir la causalidad de la sequía al fenómeno natural sin cuestionar la forma en que se gestiona y explota el recurso.

Es cierto que de forma paulatina ha ido emergiendo un enfoque alternativo, proactivo, orientado a la preparación, prevención y mitigación de los impactos, que enfatiza la importancia de la adaptación a la sequía frente a las respuestas de emergencia. Este nuevo enfoque de gestión de riesgos —que aún debe ser consolidado— se centra en identificar en qué regiones, sectores o poblaciones están las vulnerabilidades e implementar de forma sistemática medidas de mitigación y de adaptación que disminuyan el riesgo asociado a sequías futuras.

Así, la **justificación** de este trabajo se relaciona directamente con tres realidades. Por una parte, en el ámbito de la investigación es necesario diseñar nuevas fórmulas de aproximación a los riesgos que, más allá del conocimiento y control de los fenómenos físicos, aborden el análisis de las causas que, derivadas de la relación entre la sociedad y el medio, generan las situaciones de riesgo. Esto avala la necesidad de avanzar en la definición de nuevas propuestas metodológicas que faciliten la evaluación de la vulnerabilidad, entendida como la parte controlable del riesgo y, por tanto, hacia donde deben dirigirse los esfuerzos tanto de la ciencia como de la política. Es cierto que en los últimos años hemos asistido a un auge en el debate sobre la interpretación y los planteamientos teóricos de la vulnerabilidad; sin embargo, y pese a los avances introducidos en los procesos de evaluación, existe consenso científico sobre la necesidad de desarrollar marcos de aplicación operativos. Además, en las evaluaciones de vulnerabilidad se ha dedicado menor atención a la componente de la adaptación por las dificultades ligadas a su medición, cuestión en la que, en un contexto de cambio global, es urgente avanzar. Por otra parte, es necesario realizar evaluaciones de vulnerabilidad ligadas de forma particular a las sequías, ya que sigue siendo uno de los riesgos menos entendidos y que más afecciones genera. A la complejidad intrínseca de los fenómenos meteorológicos que rigen los patrones de

aparición de periodos secos se unen una serie de características que diferencian a la sequía de otros riesgos naturales y que plantean importantes dificultades para su gestión, lo que invita a avanzar y ampliar las aproximaciones que se realizan a las sequías, que pueden ser especialmente enriquecedoras y novedosas en el ámbito de las Ciencias Sociales. Por último, este trabajo se justifica por la necesidad de proponer y ensayar metodologías de evaluación y análisis de la vulnerabilidad a las sequías en escalas adecuadas y coherentes con la planificación hidrológica y de sequías, que no han sido utilizadas hasta el momento: la Demarcación Hidrográfica y, por extensión, los Sistemas de Explotación y las Unidades de Demanda. Ello se justifica no solo por la necesidad de considerar las escalas espaciales y temporales más adecuadas sino también por el hecho de que en este momento se esté realizando la revisión de los planes hidrológicos y los planes especiales de sequías de todas las demarcaciones españolas.

Con los argumentos hasta ahora expuestos como telón de fondo, esta Tesis Doctoral tiene como **objetivo general** realizar y aplicar a un caso de estudio una propuesta metodológica para la evaluación y el análisis de la vulnerabilidad a las sequías a escala de Demarcación Hidrográfica, que se concreta en el cálculo de un Índice de Vulnerabilidad a la Sequía (IVS) y el uso de una serie de herramientas y técnicas para la interpretación de los resultados obtenidos que permiten profundizar en las causas específicas de la vulnerabilidad.

Debido a las distintas interpretaciones que existen de la vulnerabilidad y los diferentes enfoques metodológicos que de ellas se derivan, resulta conveniente explicitar la **definición** que se utiliza en esta Tesis: por **vulnerabilidad al riesgo de sequía** se entiende el conjunto de características, producto de las interacciones entre el sistema social y el sistema natural, que hacen a las poblaciones susceptibles de sufrir perjuicios debido a un descenso en el nivel de precipitaciones por debajo de los registros considerados normales en un área y periodo de tiempo determinados.

Además, se abordan otros **objetivos específicos** ligados tanto a los marcos teórico y metodológico que sustentan esta Tesis como a la propuesta metodológica que se desarrolla y a su aplicación al ámbito de estudio seleccionado: i) avanzar en el conocimiento de la teoría de riesgos en un contexto caracterizado por la complejidad y la incertidumbre; ii) profundizar en la comprensión de las sequías y, en especial, en su categorización

socioeconómica en el marco del binomio recurso-riesgo; iii) realizar una revisión crítica de las metodologías utilizadas para la evaluación de la vulnerabilidad a las sequías para identificar las debilidades y retos que aún deben ser superados; iv) integrar distintas técnicas (análisis institucional, técnicas participativas y análisis de discursos) y herramientas de análisis (ArcGis 10.3 y Atlas.ti 7.0) que faciliten la operatividad de la propuesta metodológica que se realiza; v) aflorar e integrar en la evaluación distintas fuentes de información, que han sido hasta ahora infrautilizadas; vi) proponer y explorar nuevas variables y nuevos indicadores que, en especial, permitan analizar la realidad socio-institucional que subyace a las sequías; vii) facilitar el uso de la propuesta metodológica realizada para su posterior uso, tanto en los ámbitos científicos como de gestión y planificación del agua y las sequías, así como su adaptación a distintas demarcaciones hidrográficas; y, viii) realizar una aportación relevante en el estudio de las causas que generan la vulnerabilidad a las sequías, que responda al reto de definir marcos operativos de evaluación y análisis comunes.

Esta Tesis asume la **hipótesis de partida** de que el desarrollo y aplicación de nuevas metodologías de evaluación y análisis de la vulnerabilidad a las sequías que (a) integren la complejidad y la incertidumbre asociadas a este fenómeno, (b) incorporen herramientas y técnicas que faciliten inclusión de creencias, valores y percepciones, la mejor comprensión de los aspectos institucionales del ámbito de estudio y la exploración de nuevas variables de carácter social, (c) asuman las relaciones multi-escalares y multi-temporales propias de los recursos y riesgos hídricos, y (d) puedan ser aplicadas a escala de Demarcación Hidrográfica para acercar las esferas de la ciencia y la política, permite conocer las causas específicas de la vulnerabilidad de una cuenca y, por tanto, mejorar los diagnósticos realizados hasta el momento, así como facilitar el diseño de acciones alternativas para mitigar los efectos de las sequías y aumentar la capacidad de adaptación de las poblaciones frente a episodios futuros.

Para dar respuesta a los objetivos propuestos en este trabajo, la **metodología** utilizada responde a la propuesta realizada por el IPCC, donde, en relación con el cambio climático, la vulnerabilidad se define en función de tres componentes: la exposición, definida en función de las características de la amenaza, como por ejemplo, la frecuencia, la magnitud o la duración de una perturbación; la sensibilidad, definida por aquellas condiciones del

sistema expuesto que lo hacen más propenso a experimentar daños y ser afectado adversamente por un peligro natural; y la capacidad de adaptación, sobre la que no existe una definición unívoca. Por esta razón, en esta Tesis se propone definir la capacidad de adaptación como el conjunto de características y capacidades de la sociedad que permiten hacer frente a una sequía a medida que avanza el fenómeno (respuesta en el corto plazo) y también aquellas que forman parte de un constante proceso de aprendizaje, experimentación y cambio en la manera de afrontar estos riesgos a través de la preparación, la prevención y la mitigación (respuesta en el largo plazo).

El **ámbito de estudio** seleccionado para llevar a cabo este ejercicio de evaluación y análisis de la vulnerabilidad a la sequía es la Demarcación Hidrográfica del Guadalete-Barbate, de carácter intracomunitario y dependiente, por tanto, de la Comunidad Autónoma Andaluza. Tras un intenso periodo de consultas a usuarios, gestores y expertos, esta Demarcación fue seleccionada como cuenca piloto de distintos proyectos de investigación en los que el autor de esta Tesis ha participado de forma activa en los últimos años (los ya mencionados, LOUKKOS, GESTISEQ, GUADALSEQ y EVALSOC) y en los que se ha confirmado su interés desde el punto de vista climático, hidrológico y socio-territorial. Se trata de una cuenca caracterizada por registrar unas notables aportaciones anuales que, sin embargo, presentan una marcada irregularidad espacial, estacional e interanual que introduce importantes dosis de incertidumbre sobre la disponibilidad del recurso. El Guadalete-Barbate se caracteriza, además, por los impactos sufridos en los últimos períodos secos, especialmente durante la sequía de los noventa, donde los cortes de suministros alcanzaron las diez horas diarias en algunos municipios de la sierra y las restricciones de riego fueron totales. Estos últimos períodos de sequía han puesto de manifiesto, por tanto, la falta de previsión de los organismos responsables. Aun así, el hecho de que los conflictos en torno a la gestión de recursos y riesgos en el Guadalete-Barbate no hayan sido tan extremos como en otras cuencas del litoral español, como es el caso de las Cuencas Mediterráneas Andaluzas o la Cuenca del Segura, facilita un laboratorio óptimo en el que desarrollar un ejercicio de evaluación como el que se pretende desarrollar en esta Tesis.

Las **fuentes de información** utilizadas para la aplicación de la metodología propuesta en el ámbito de estudio seleccionado han sido varias, dado el importante número y diversidad de las variables e indicadores propuestos para calcular el Índice de Vulnerabilidad a la Sequía

(IVS). En primer lugar, la *información espacial* se ha obtenido de la Red de Información Ambiental de Andalucía (REDIAM), en sistema de referencia geodésico UD 1950 y proyectadas en UTM huso 30, así como de *Corine Land Cover* (2006) para algunos cálculos de superficie. También se ha obtenido información del repositorio de Datos Espaciales de Referencia de Andalucía (DERA) del Instituto de Estadística y Cartografía de Andalucía (IECA), ofrecida en sistema de referencia geodésico ETRS89 y proyectadas en UTM huso 30. Así, toda la cartografía presentada en este trabajo se representa en el sistema de referencia geodésico ETRS89 UTM30N.

En segundo lugar, la *información relativa al indicador de sequía* se ha obtenido del *Global SPEI Database* del Instituto Pirenaico de Ecología y de la Estación Experimental de Aula Dei del Consejo Superior de Investigaciones Científicas (CSIC), que ofrece las series ya calculadas para el territorio y la escala que se demande.

En tercer lugar, la *información referida a los datos hidrológicos* se ha obtenido de los propios documentos de planificación: el Plan Hidrológico de la Demarcación Hidrográfica del Guadalete-Barbate (2015-2021), que incluye los documentos iniciales, la memoria del Plan y sus anexos, así como el Plan Especial de Alerta y Eventual Sequía de esta demarcación (2007). En este sentido, hay que tener en cuenta que desde la aprobación de la DMA los documentos de planificación hidrológica han aumentado de forma considerable la cantidad y calidad de la información disponible. Además, la introducción de los formatos digitales ha facilitado en gran medida el acceso a todos los documentos y a la gran cantidad de datos que contienen. Puesto que esta Tesis contempla entre sus objetivos conectar la investigación con la gestión, el uso de la información de la planificación permite disponer de una gran cantidad de datos de diversa naturaleza que todavía no se han utilizado de forma suficiente en el ámbito de la investigación y, además, trabajar con los mismos datos con los que trabaja la administración y en los que se basan para tomar las decisiones, lo que facilita el diálogo entre el investigador y el gestor.

En cuarto lugar, el carácter de este trabajo exige también el uso de gran cantidad de *información de carácter socio-institucional*. En este sentido, las principales fuentes utilizadas han sido las estadísticas básicas elaboradas por el IECA, así como el Censo de Población y Vivienda de 2011 y los Padrones municipales, desde 2001, elaborados por el Instituto

Nacional de Estadística (INE). La principal dificultad que ha planteado el uso del Censo está relacionada con el análisis a nivel municipal ya que, para el caso de algunos de los municipios comprendidos en la cuenca piloto que tienen un tamaño pequeño, los datos de muchas de las consultas son protegidos por secreto estadístico y, cuando se ofrecen, se alerta sobre los elevados errores de muestreo. Además, para incorporar información sobre creencias y actitudes de la población en relación al recurso agua y al riesgo de sequía, se han utilizado los resultados del Ecobarómetro de Andalucía (EBA) que, con el objeto de conocer la percepción, el comportamiento y la actitud ciudadana en relación con el medio ambiente, se ha realizado por parte del Instituto de Estudios Sociales Avanzados del CSIC y la Junta de Andalucía desde el año 2001 hasta el año 2013. En este trabajo solo se ha tenido en cuenta la serie 2004-2013, ya que es en 2004 cuando se introducen preguntas sobre agua, coincidiendo con el inicio de un periodo de sequía. Por último, con objeto de incorporar información relacionada no solo con la percepción del riesgo de sequía sino también con su comunicación en la zona de estudio, se utiliza como fuente fundamental la información sobre el ámbito de estudio publicada en dieciséis medios de comunicación digitales¹ entre los años 2004 a 2015, que ha sido extraída de forma sistemática de la base de datos iConoce.

El trabajo que se presenta se articula en **cinco capítulos**. En primer lugar, en el Capítulo 1 se revisan los fundamentos teóricos de esta Tesis Doctoral. Así, el trabajo comienza con una reflexión acerca de las implicaciones que el reconocimiento de la complejidad y la incertidumbre, como parte inherente a los riesgos, ha tenido sobre la forma de interpretar y abordar su gestión y cómo en este contexto las evaluaciones de vulnerabilidad —cuya evolución se revisa de forma detallada— suponen una herramienta fundamental en las estrategias de mitigación y reducción de desastres. Es este capítulo se presta especial atención a las precisiones conceptuales y terminológicas, que resultan necesarias como punto de partida que se desarrolla en las siguientes secciones, habida cuenta de la falta de consenso existente sobre la definición de algunos de los términos centrales en este trabajo.

En el Capítulo 2 se discute sobre la necesidad de integrar la gestión de los riesgos en los procesos de gestión y planificación de los recursos hídricos con el objetivo de superar el

¹ En total se han utilizado 8 medios de comunicación digitales locales de la provincia de Cádiz (Diario de Cádiz, Cádiz Información, Diario de Jerez, Jerez Información, La Voz de Cádiz, La Voz Digital, El Puerto Actualidad y Diario Bahía de Cádiz); 6 medios regionales con información local o provincial (Europa Sur, Andalucía 24 horas, Diario Sur, Andalucía Información, Canal Sur Web y El Faro información); y 2 medios nacionales con secciones regionales (El País Andalucía y ABC Andalucía).

tradicional tratamiento reactivo y de emergencia, derivado de las ideas del paradigma hidráulico tradicional, como elemento clave que permita avanzar hacia modelos preventivos y proactivos de gestión. Para ello se explican las características de la sequía como riesgo natural y las implicaciones que estas suponen para la gestión de este tipo de eventos. Se analizan también las consecuencias que tiene la confusión terminológica entre sequía y escasez supone a la hora de interpretar las causas que generan y potencian que un descenso de las precipitaciones produzca impactos sobre la sociedad, así como las implicaciones que dicha confusión tiene sobre su gestión. Además, se exponen las principales debilidades y fortalezas de la gestión del agua y las sequías en España, para avanzar hacia el cambio de paradigma desde la gestión de crisis a la gestión de riesgos.

En el Capítulo 3 se presentan los fundamentos metodológicos en los que se basa la propuesta de evaluación y análisis de la vulnerabilidad a las sequías que se ensayará en esta Tesis. En primer lugar, se revisan los antecedentes de la evaluación de la vulnerabilidad para identificar las debilidades mostradas y los retos aún pendientes, así como los factores que determinan las aplicaciones metodológicas de los análisis de vulnerabilidad. La definición de este marco metodológico permite trasladar las ideas discutidas en el marco teórico a los marcos operativos de evaluación de la vulnerabilidad frente al riesgo de sequía a escala de Demarcación Hidrográfica. Para ello, con el apoyo de una serie de técnicas y herramientas novedosas que se presentan previamente, se desarrolla y explora una batería de indicadores de exposición, sensibilidad y capacidad de adaptación, que permiten evaluar y analizar las causas que generan las condiciones vulnerables, y se presenta además una propuesta para la normalización e integración de estos indicadores.

En la siguiente sección se presentan los resultados de la aplicación de la metodología propuesta en el estudio de caso. Así, en el Capítulo 4 se presentan los principales rasgos de la cuenca piloto seleccionada: la Demarcación Hidrográfica del Guadalete-Barbate. Con este fin se parte de una importante y original revisión de la delimitación y estructura organizativa de esta Demarcación, para proponer las más adecuadas escalas de análisis, y se presentan los rasgos climáticos e hidrológicos fundamentales, así como las características básicas del sistema Guadalete-Barbate. En esta presentación de la zona de estudio no se pretende realizar una descripción exhaustiva del territorio, sino una exposición de aquellos elementos que condicionan este trabajo en relación al recurso agua y a las sequías. En el

Capítulo 5 se presentan los resultados de aplicar la metodología propuesta a la cuenca piloto, que se concreta en el cálculo de 39 indicadores, de los índices relativos de exposición, sensibilidad y capacidad de adaptación, así como en el cálculo del Índice de Vulnerabilidad a la Sequía (IVS); y, además, se utilizan una serie de herramientas que facilitan la interpretación y el análisis de los resultados. Es en este capítulo en el que queda patente el esfuerzo de integración de distintas fuentes de información, técnicas de investigación, herramientas de análisis y escalas espaciales y temporales, que resulta necesario para dar respuesta a los retos teóricos y metodológicos planteados en esta Tesis.

Por último, se presentan las conclusiones sobre los resultados obtenidos, las limitaciones observadas, la verificación de la hipótesis inicial y una reflexión sobre los retos pendientes y líneas de investigación futuras.

INTRODUCTION

Experts agree that a shift in water-management policies is currently occurring within a broader framework of change which is redefining our relationship with nature. Similarly, we may talk of a transitional period in the management of water-related risk within a context characterised by complexity and uncertainty and the interconnection of multiple temporal and spatial scales.

Since the enactment of the Water Framework Directive (WFD) in 2000, European water policy has started to pursue new targets and assume new planning strategies which are suited to respond to the challenge posed by the assumption of a new management paradigm. This is demonstrated by the importance attributed in the WFD to the ecological recovery of water systems, the development of truly participative policies, the use of hydrographic units as management units, the 2015-2021 and 2021-2027 new hydrologic planning cycles, and the enactment of Directive 2007/60/CE on floods. The success of these measures and the planning and design of the appropriate tools will depend to a large extent on an adequate understanding of the resources-risk dichotomy.

In particular, the understanding of risk as a process and as a hybrid phenomenon facilitates the development of new and alternative management models that are capable of breaking with the inertia associated with traditional policies, which are essentially reactive. In relation to this, vulnerability assessment must be used as an essential tool for understanding the operation of systems, recognising the associated uncertainties and developing mitigation and risk-minimising strategies.

The debate about changes in risk-management models becomes particularly urgent in the face of drought, which is one of the most widespread natural risks and among the less well understood. Drought, as a natural risk, is the consequence of a confluence of physical and human factors over a given temporal sequence in which precipitations in a certain region are below normal and also below the regional water demands.

Traditional drought-management strategies were based on the consideration of drought as disasters about which not much could be done beyond impact assessment and the

implementation of reactive and emergency measures. Urgency contributes to deviate attention from the actual reason that a shortfall in precipitation generates scarcity because all blame is laid on the natural phenomenon, but the way the resource is managed and exploited is rarely questioned.

To be fair, an alternative, proactive perspective has progressively gained ground. This alternative model focuses on preparation, prevention and mitigation of impact, and advocates adapting to drought instead of reacting to it. This new risk-management approach – which is still to be consolidated – concentrates on figuring out which regions, sectors and populations are more vulnerable and on implementing systematic mitigation and adaptation measures which aim to reduce drought-related risk in the future.

Therefore, the **reasons behind undertaing this work are threefold**. First, the need to design new ways to approach risk which, beyond gaining greater knowledge and control of physical phenomena, also involve analysing the causes – derived from the society/environment relationship – of risk. This is related to the need to advance the definition of new methodological proposals that facilitate the assessment of vulnerability, which is understood as the controllable component of risk and, therefore, the factor on which scientific and political efforts should focus. Indeed, in recent years we have witnessed the emergence and growth of a debate on the theoretical definition and interpretation of vulnerability; however, and despite recent advances in assessment processes, the experts only agree on the need to develop operational application frameworks. In contrast, vulnerability assessment has paid less attention to adaptation, owing largely to the difficulties associated with its measurement. In a context of global change, urgent progress is imperative in this regard. Secondly, it is necessary to carry out drought-specific vulnerability assessments, because drought remains one of the less well understood, but most harmful, natural risks. To the complexity of the meteorological phenomena which cause the arrival of dry periods, we must add further characteristics that distinguish drought from other natural risks, thus making drought harder to manage and innovative solutions to drought even more urgently needed, especially in the social sciences. Thirdly, this work is justified by the need to put forward and test methodologies for the assessment and analysis of drought-related vulnerability which suit different water-planning scales and which have not been used to date: hydrographic regions, exploitation

systems and demand units. This relates not only to the need to consider the most adequate spatial and temporal scales, but also the fact that hydrological and drought plans are currently under revision in Spain.

With the arguments presented thus far as background, the **main target** of this doctoral thesis is to apply a methodology for risk assessment and analysis on the scale of the hydrographic region to a case study; this will involve the calculation of a Drought Vulnerability Index (DVI) and the use of a series of tools and techniques that can be used for the interpretation of results, thus allowing for a deeper examination of the specific causes of vulnerability to be undertaken.

Owing to the existence of different interpretations, and their related methodological approaches, to vulnerability, it is necessary to clarify **my position**: I interpret **drought-related vulnerability** as features derived from the interaction of the social and the natural systems, which make populations more or less susceptible to suffering when precipitation is below what is considered normal in a given region and time period.

My specific targets, which are related to the theoretical foundations of the thesis and the application of the methodology proposed in the case study, are as follows: i) to increase our understanding of risk theory in a context characterised by complexity and uncertainty; ii) to increase our understanding of drought, especially its socioeconomic characterisation in the framework of the resource-risk dichotomy; iii) to critically revise the methodology used to evaluate vulnerability to drought in order to identify weaknesses and potential areas of improvement; iv) to combine different techniques (institutional analysis, participative techniques and discourse analysis) and analysis tools (ArcGis 10.3 and Atlas.ti 7.0) in order to make the methodological proposal more operational; v) to incorporate hitherto underused data sources into the analysis; vi) to propose and exploit new variables and new indicators for the analysis of the socio-institutional reality underlining drought; vii) to refine the methodology proposed in order that it can be used not only in the scientific analysis of drought, but in water- and drought-related management and planning in different hydrological basins; and, viii) to make a relevant contribution to the study of the causes underlying vulnerability to drought, in an attempt to respond to the need to define common assessment operational frameworks.

This thesis is based on the **working hypothesis** that the specific causes behind the vulnerability of a hydrological basin can be better understood, and, therefore, that the diagnostics and designing of alternative mitigation measures, as well as of measures for increasing the resilience to drought of populations in the future, can benefit from the development and application of new drought evaluation and analysis methodologies. These methodologies should (a) take into consideration the complexity and uncertainty inherent in this phenomenon; (b) incorporate tools and techniques which foster new beliefs, values and perceptions and a deeper understanding of the institutional factors, as well as the study and exploration of other social variables; (c) assume the multi-scale, multi-temporal relationships which are inherent in water-related risk and resource; and (d) be applicable to the hydrological basin scale in order to bring together the fields of science and politics.

In order to meet these targets, **the methodology** proposed here responds to the proposal of the Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC), in which vulnerability is defined in relation to climate change on the basis of three variables: exposure, defined according to the characteristics of the threat, for example the frequency, magnitude and duration of disruptive phenomena; sensitivity, defined according to the features of the system being exposed which may make them more prone to suffering the effects of a natural phenomenon; and adaptability, for which no universally accepted definition exists. This thesis defines adaptability as the characteristics and abilities which allow a certain social unit to respond to drought in the short term but also those which, from a long-term perspective, focus on learning and experimenting in order to respond to these risks through prevention and mitigation.

The case study selected for this work is the Hydrological Basin of Guadalete-Barbate, which depends on the regional government of Andalusia. After a systematic survey among users, managers and experts, this basin was selected as case study for a series of research projects in which the author of this thesis has participated actively over the last three years (LOUKKOS, GESTISEQ, GUADALSEQ and EVALSOC). These projects have confirmed that this hydrological basin is of climatic, hydrological and socio-territorial interest. The basin is characterised by significant precipitations which are, however, highly irregular both in territorial and chronological terms (both in interannual terms and from year to year); this introduces considerable uncertainty concerning the availability of the

resource. The Guadalete-Barbate Basin is also characterised by the impact of the latest dry cycles, which occurred during the prolonged drought of the 1990s. At this time the water supply of some mountain villages was restricted to 14 hours a day and irrigation was totally forbidden. In consequence, these latest episodes of drought highlighted the lack of forethought by the responsible agencies. Despite this, the fact that conflicts over water management and irrigation in the Guadalete-Barbate basin have been less acrimonious than in other Spanish coastal basins, for example Mediterránea Andaluza or Segura, means that this basin is a perfect laboratory in which to test the assessment exercise proposed in this thesis.

The large number of variables used for the calculation of the DVI has led to the use of a wide variety of **sources of data**, including spatial information, which has been compiled from Andalusia's environmental information network (REDIAM), geodesic reference system UD 1950 projected on UTM zone 30, as well as *Corine Land Cover* (2006) for some area calculations. Spatial information has also been collected from the Andalusian spatial data reference system (DERA) and the Andalusian institute for statistics and cartography (IECA), geodesic reference system ETRS89, projected on UTM zone 30. All maps are, therefore, presented in the geodesic reference system ETRS89 UTM30N.

Also, *information relative to drought indicators* has been extracted from the Global SPEI Database, Pyrenees ecological institute and the experimental station Aula Dei, dependent on the Spanish high research council (CSIC). These data can be adapted to the territory and the scale under analysis.

Hydrological data have been extracted from planning documents: e.g. the hydrological plan for the Guadalete-Barbate Basin (2015-2021), which includes the preliminary documents, the main planning document, appendices and the alert and drought plan (2007). Since the enactment of the WFD, the quality and quantity of information available in water planning documents has increased significantly. In addition to this, the introduction of digital formats has greatly facilitated access to documents and the large amount of data that they contain. Since one of the targets of this thesis is to link research and management, it is important to highlight that planning documents convey a large amount of data that, to date, have hardly been

used in the field of research. It should also be noted that if the researcher and the administrator work with the same data, dialogue between them will be much easier.

The nature of this work also demands *the use of a large amount of socio-economic data*. In this regard, the main sources used have been the basic statistics elaborated by IECA, as well as the housing and population census of 2011 and the local censuses elaborated by the national statistical agency (INE) since 2001. The main difficulties deriving from the use of the census are related to the analysis of local data, as some of the municipalities included in the sample are very small, some data are protected, and the sampling error can be high. The beliefs and attitudes of the population concerning water resources and risk are based on Andalusia's eco-survey (EBA), which was carried out by the Institute of Advanced Social sciences (CSIC and Andalusian government) between 2001 and 2013 in order to assess public views on the environment. This work has only taken into consideration the series 2004-2013, because it was in 2004 that questions about water were included in the questionnaire, following the beginning of a drought cycle. Finally, in order to incorporate information relating not only to the perception of drought risk but also the way this information is communicated, the relevant journalistic pieces published by 16 online publications between 2004 and 2015 have been systematically extracted from the database iConoce.¹

The thesis is divided into **five chapters**. Chapter 1 presents the theoretical foundations of the thesis, beginning with a reflection on the recognition of complexity and uncertainty as inherent components of risk and the implications of this recognition for the way risk is interpreted and managed, and moving on to discuss how, in this context, vulnerability assessments – the evolution of which is reviewed in detail – are a crucial tool in disaster mitigation strategies. This chapter will pay special attention to defining the concepts and terminology used in the following chapters. This is a necessary exercise, given that the meaning of some of the central concepts used is still controversial.

¹ A total of eight digital newspapers from the province of Cadiz were consulted (Diario de Cádiz, Cádiz Información, Diario de Jerez, Jerez Información, La Voz de Cádiz, La Voz Digital, El Puerto Actualidad and Diario Bahía de Cádiz); six regional media which include local and provincial news (Europa Sur, Andalucía 24 horas, Diario Sur, Andalucía Información, Canal Sur Web and El Faro información); and two national media with regional sections (El País Andalucía and ABC Andalucía).

Chapter 2 deals with the need to incorporate risk management into water planning. This is the only way to overcome the traditionally reactive and emergency approach of the traditional water-management paradigm, and assume new preventive and proactive management models. In order to achieve this, the characteristics of drought as a natural risk and its impact on water-management policies will be examined. The main confusion concerning the frequent mixing of the ideas of drought and water scarcity will be examined, and the way in which this confusion obscures the interpretation of why low precipitations have an impact upon society will be explained; the implications that this mistake has for water-management policies will also be noted. In addition, the main strengths and weaknesses of drought management in Spain will be explored in order to advance from the crisis management- to the risk-management paradigm.

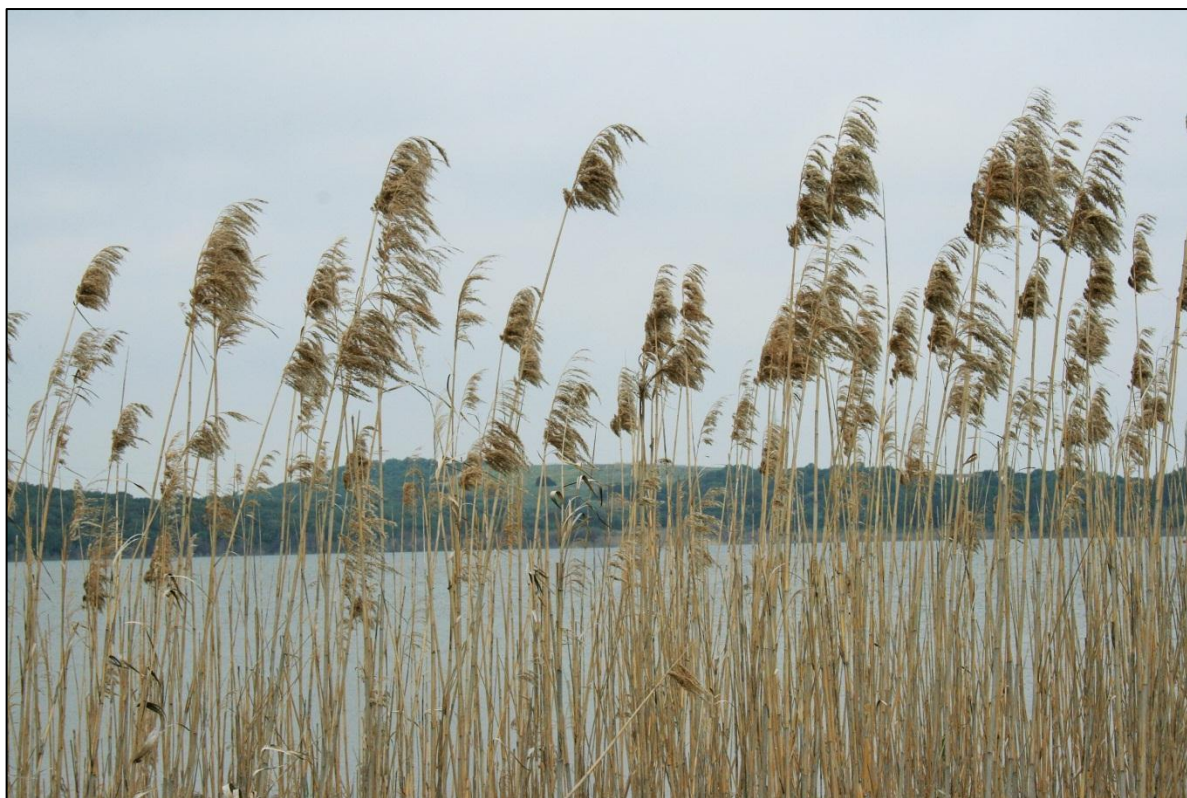
Chapter 3 presents the methodology used for the evaluation and analysis of drought vulnerability which I shall be implementing. First, existing vulnerability assessment methodologies will be examined in order to identify weaknesses and underline challenges for the future, as well as the factors that affect vulnerability assessment methodologies. The definition of this methodological framework allows for the translation of the theoretical ideas that have been discussed previously into operational frameworks for drought vulnerability assessment on the scale of the hydrographic basin. The use of a series of novel techniques and tools, which will be duly introduced, is essential for the development of indicators of exposure, sensitivity and adaptability, which will be used to evaluate and identify vulnerability factors. The chapter will end with a proposal for the normalisation and integration of these indicators.

Chapter 4 presents the application of the proposed methodology to the specific case study. The characteristics of the Guadalete-Barbate Basin are described, and the limits and institutional structure of the basin are subject to a thorough revision, in order to propose more appropriate scales of analysis. The basic climatic and hydrological features of the basin are likewise presented. This presentation of the area under study is not meant to be an exhaustive description of the territory, but simply a way to underscore those factors that have an impact on water resources and drought. Chapter 5 presents the results of the application of the methodology to the case study, specifically the calculation of the 39 relevant indicators, the exposure, sensitivity and adaptability indices, as well as the DVI. In

addition, a number of tools which facilitate the interpretation and analysis of results are presented. This chapter clearly demonstrates the need to integrate different sources of information, research techniques, analytical tools, and temporal and geographical scales of analysis, if we want to move towards the theoretical and methodological challenge presented in this thesis.

Finally, in addition to assessing the starting hypothesis, the Conclusions will evaluate the results and limitations of the approach, as well as pending challenges and future avenues of research.

II. FUNDAMENTOS TEÓRICOS



Laguna de Medina. Autor

Capítulo 1

Riesgos y Vulnerabilidad

El progresivo agravamiento de los problemas socio-ambientales —la contaminación, el agotamiento y el encarecimiento de los recursos naturales, el aumento de las desigualdades, la extrema pobreza, el cambio climático, etc.— ha intensificado la reflexión sobre las relaciones entre naturaleza y sociedad. A partir de la década de los ochenta del siglo XX, tras la constatación científica de la reducción del ozono estratosférico (1985), el reconocimiento del origen antrópico del cambio climático (1987) y una sucesión de catástrofes de magnitudes hasta entonces desconocidas, como las de Bhopal (1984) o Chernóbil (1986), se pone en cuestión el modelo actual de desarrollo basado en la idea de separación epistemológica entre naturaleza y sociedad, donde además el elemento social domina el elemento natural.

Dentro de este paradigma dicotómico, la obtención de recursos supone la faceta positiva de las relaciones entre naturaleza y sociedad, mientras que los riesgos se interpretan como la faceta negativa de dichas relaciones que plantean obstáculos al desarrollo (Del Moral y Pita López, 2002). De esta visión se derivan dos ideas fundamentales que han guiado las estrategias tradicionales de gestión del riesgo. Por un lado, la consideración de los riesgos como actos catastróficos de la naturaleza, que hay que reducir o eliminar y, por otro, el optimismo en el desarrollo tecnológico para controlar el fenómeno físico y garantizar la seguridad.

De las críticas a dicho planteamiento dicotómico sobre las relaciones entre medio ambiente y sociedad emergen dos ideas fundamentales que sientan las bases para un cambio de paradigma en la gestión de los riesgos naturales, que es la base de esta Tesis Doctoral.

En primer lugar, el riesgo deja de ser considerado como un producto (de la naturaleza) para ser considerado como el resultado de un proceso (de relaciones entre naturaleza y sociedad) cuyos patrones de funcionamiento son difícilmente definibles y predecibles al estar constituidos por conjuntos de elementos y subsistemas que se interrelacionan en diferentes escalas espaciales y temporales, con diferentes funciones y jerarquías. Bajo este prisma, la linealidad causa-efecto, propia de los mecanismos de la racionalidad científica tradicional para tratar los riesgos a través de la aplicación de más ciencia y más tecnología resulta insuficiente. Los riesgos naturales se sitúan en el plano de los sistemas complejos, en los que no solo la complejidad sino también la incertidumbre se erigen como propiedades fundamentales del sistema.

En segundo lugar, y también derivado de la concepción del riesgo como fenómeno híbrido, emergen las alternativas a las estrategias de control del riesgo, hasta entonces fundamentadas en el control del fenómeno físico. Si el riesgo no es el resultado de un acto de la naturaleza, sino que depende de la forma en que una sociedad se relaciona con el medio ambiente (natural y construido) que la rodea, las estrategias de gestión del riesgo deben virar desde los sistemas de control del fenómeno físico hacia el análisis y la comprensión de dichas relaciones.

Esta es precisamente la base y la razón que justifica la introducción de las evaluaciones de vulnerabilidad —entendidas en su formulación más general como el resultado del desequilibrio entre el elemento social y el elemento natural (Lavell, 1996)— como una de las principales herramientas para la comprensión y el desarrollo de estrategias de mitigación y reducción del riesgo de desastres. Solo a través de la comprensión del funcionamiento de los sistemas expuestos, de sus debilidades y fortalezas y del reconocimiento de las incertidumbres asociadas al sistema se estará en condiciones de afrontar las situaciones de riesgo y de articular estrategias adecuadas para su mitigación.

En este primer capítulo se trata cada uno de los tres aspectos clave que se han mencionado en esta introducción. En primer lugar, se presenta una aproximación a los conceptos de complejidad e incertidumbre, así como a las implicaciones teóricas y metodológicas que su reconocimiento exige en las estrategias de gestión del riesgo. En segundo lugar, se hace una reflexión acerca de los conceptos y las dimensiones que rodean los procesos de gestión del riesgo una vez superada la ya mencionada separación dicotómica entre naturaleza y sociedad. Por último, se aborda el concepto de vulnerabilidad, central en esta Tesis Doctoral, así como la necesidad de las evaluaciones de vulnerabilidad como herramienta de análisis y comprensión de las dinámicas del riesgo.

1.1. Contextos definidos por la complejidad y la incertidumbre

Si consideramos los riesgos como fenómenos híbridos (Beck, 1986, 1992; Hewitt, 1983; Mileti, 1999) la primera consecuencia que se deriva de ello es que dichos riesgos dejan de ser entendidos como un producto (de la naturaleza) para ser entendidos como el resultado de un proceso (de relaciones entre naturaleza y sociedad) donde la complejidad no solo está

determinada por la heterogeneidad de los elementos que lo componen, sino también por las interacciones y la mutua dependencia de las funciones que cumplen dentro de la totalidad del sistema. Estas características excluyen la posibilidad de obtener análisis congruentes del sistema por la simple adición de conocimientos sectoriales (García, 2011). En este contexto, como se ha comentado, la relación lineal de causa–efecto propia de la racionalidad científica resulta insuficiente para explicar el funcionamiento de los sistemas complejos. La gestión del riesgo plantea unos retos para los que los mecanismos tradicionales de aplicar más ciencia y más tecnología no pueden garantizar certezas (Beck, 1986; Del Moral y Pita López, 2002; Martínez Alier, 1994) y por tanto la incertidumbre se erige como una propiedad inherente a los sistemas complejos y, por ende, a los riesgos naturales.

1.1.1. Sobre el concepto de complejidad

Una de las contribuciones más influyentes sobre la complejidad es la de Warren Weaver (1948) quien, en su conocido artículo *Science and Complexity*, propone una tipología de los problemas científicos de los tres últimos siglos y establece una diferenciación entre problemas simples, problemas de complejidad desorganizada y problemas de complejidad organizada (Rodríguez y Leónidas, 2011) (Tabla 1).

Tabla 1. Tipología de problemas ambientales

	Características	Desarrollo y estudio
Problemas simples	Situaciones que pueden ser descritas con pocas variables.	Ciencia física y mecánica newtoniana (siglos XVII-XIX).
Complejidad organizada	Situaciones con un alto número de variables. El valor de cada elemento o variable individual es desconocido o incalculable pero el sistema como todo posee cierto orden y puede ser analizado en términos de distribuciones promedio.	Teoría de la probabilidad y mecánica estadística (finales del XIX y principios del XX).
Complejidad organizada	Situaciones que no se caracterizan por el número de variables sino por el modo en el que éstas se relacionan. Su característica fundamental es la organización que provoca que su análisis resulte imposible mediante enfoques analíticos.	Pensamiento complejo y ciencias de la complejidad (siglos XX-XXI).

Fuente: Adaptado de Weaver (1948) y Rodríguez y Leónidas (2011)

En el plano de las cuestiones ambientales, Funtowicz y Ravetz (1997) establecen también una tipología de los problemas ambientales diferenciando entre problemas “simples”, que pueden ser comprendidos mediante un análisis determinístico que responde a una causalidad lineal; problemas “complicados”, cuya explicación o control requiere una imbricación de un número más elevado de variables; y problemas “complejos”, constituidos por conjuntos de elementos y subsistemas que se relacionan entre sí mediante algún tipo de jerarquía, escala o función y que además incluyen los subsistemas humanos, lo que les otorgan la condición de reflexivos e intencionalidad propia (Funtowicz y Ravetz, 1997).

De la misma manera, Edgar Morin (1990, 1994) distingue entre problemas “complicados”, aquellos caracterizados por un número elevado de variables, que se situarían en el terreno de la complejidad desorganizada de Weaver, y problemas “complejos”, planteados como una cuestión lógico-cualitativa propia de los mecanismos de la complejidad organizada, al intervenir otras variables no cuantitativas que determinan las relaciones y el desarrollo de los procesos, tales como la percepción, las relaciones de poder, la reflexividad, la moral, la ética, etc.

La incorporación de los sistemas humanos e institucionales en la consideración de las cuestiones ambientales y la reflexividad propia que dichos sistemas introducen son los puntos de encuentro entre las ideas de Funtowicz y Ravetz (1997) y Morin (1990, 1994). Como consecuencia de dicha reflexividad, cada una de las decisiones que se toman puede generar nuevas propiedades emergentes en el sistema que, a su vez, pueden originar cambios tanto en los elementos que lo forman como en la estructura de las relaciones existentes entre ellos, añadiendo aún más incertidumbre.

El ámbito de las decisiones es especialmente relevante en la gestión de los riesgos naturales, pues estas decisiones se toman en contextos donde los elevados niveles de incertidumbre coinciden con elevados intereses sociales y económicos. Al considerar los problemas ambientales contemporáneos como una producción social (Beck, 1986, 1992; Hewitt, 1983; Mileti, 1999), se asume la coexistencia y confrontación de diferentes percepciones, definiciones e intereses. En este contexto, y cuando la ciencia es incapaz de generar certidumbres, los procesos de toma de decisiones adquieren mayor relevancia, por lo que la

definición de los problemas y la búsqueda de soluciones exigen un diálogo entre aquellos que tienen intereses legítimos. La diversidad de perspectivas es por tanto inherente al carácter de los sistemas complejos (Del Moral y Pedregal, 2002).

A día de hoy, no existe una teoría unificada sobre la complejidad y los trabajos actuales sobre ésta se desarrollan generalmente a partir de dos enfoques distintos: la complejidad restringida y la complejidad general. La complejidad restringida está conformada por las llamadas “ciencias de la complejidad” o “ciencias de los sistemas complejos”, que se basan fundamentalmente en el estudio de los sistemas complejos desde un enfoque metodológico y técnico basado en la utilización de lenguajes formales, modelos matemáticos y simulación computacional (Axelrod, 1997; Gell-Man, 1994; Holland, 2014), lo que queda fuera del ámbito de interés de este trabajo. La complejidad general se desarrolla en esencia en consonancia con la teoría del pensamiento complejo de Morin (1990, 1994). Este enfoque, como el propio Morin lo define, es una forma epistemológica cercana al campo de la filosofía ético-política de la complejidad que, de una manera transdisciplinar, busca que el conocimiento científico pueda ser articulado con otras formas de conocimiento no científico, como la filosofía, la historia o los saberes humanísticos. De esta manera, el pensamiento complejo busca establecer comunicación entre las ciencias físicas, las ciencias de la vida y las ciencias antro-po-sociales con el objeto de llegar a una nueva manera de organizar los saberes (Rodríguez y Leónidas, 2011). Desde este punto de vista, la ciencia se presenta como un enfoque complementario a otros, todos ellos legítimos y necesarios (Beck, 1992; Funtowicz y Ravetz, 2000), pero deja de tener un papel central y excluyente cuando se trata de problemas complejos.

Los riesgos naturales responderían al pensamiento complejo de Morin, pues el fenómeno que determina el riesgo es reflexivo (por la autoconciencia del ser humano) y emergente (por la capacidad de generar propiedades nuevas en el sistema a través de la toma de decisiones). Precisamente uno de los motivos del fracaso de las políticas y estrategias para hacer frente a los riesgos puede estar en que la reflexión acerca de dicha complejidad ha sido marginada y restringida por la ciencia moderna. El reconocimiento de la complejidad supone un discontinuo en la búsqueda de la certeza propia de la racionalidad científica, al incorporar cuestiones relativas al desorden, al caos, a la no-linealidad, al azar y, en definitiva, a la incertidumbre (Rodríguez y Leónidas, 2011).

1.1.2. Sobre el concepto de incertidumbre

Cuando se habla de riesgos e incertidumbre, resulta conveniente matizar las diferencias entre ambos conceptos. Si bien ambos términos comparten el desconocimiento del valor concreto que adoptará cierta magnitud o magnitudes en unas determinadas condiciones futuras, las situaciones de riesgo disponen al menos de una probabilidad o distribución de probabilidades, mientras que las situaciones de incertidumbre se caracterizan por desconocer también la distribución de dichas probabilidades (Wynne, 1992). Esta diferencia resulta clave cuando nos planteamos la gestión de una situación caracterizada por altos niveles de incertidumbre, pues aparece la paradoja de querer gestionar aquello que no existe. Esta paradoja de “hacer existente lo inexistente” aparece en cada una de las decisiones que se toman (Manucci, 2005). Es, por tanto, en el proceso de toma de decisiones donde debe ponerse el énfasis y, en particular, en avanzar hacia procesos decisores que incorporen de forma real los valores sociales y ambientales subjetivos que configuran la adaptación social.

La incertidumbre se puede definir, a grandes rasgos, como el grado de desconocimiento de una condición futura. Este grado de desconocimiento puede deberse a diferentes motivos o referirse a diferentes componentes del sistema, que podrán (o no) ser identificadas, reducidas y asumidas cuando se diseñan estrategias de gestión.

Una de las clasificaciones clásicas de la incertidumbre en la literatura sobre riesgos naturales es la realizada por O’Riordan y Jordan (1995), que diferencian tres tipos de incertidumbre según las dificultades que plantea cada una de ellas. En primer lugar, hace referencia a la incertidumbre en términos de “no disponibilidad de datos”. Es un tipo de incertidumbre epistémica que se debe al conocimiento imperfecto del sistema y por tanto se puede reducir en algunos casos mediante la realización de más estudios, la recopilación de más datos o la inclusión de un mayor número de saberes (científicos o no científicos) con el objetivo de aumentar el conocimiento existente sobre el sistema. En otras ocasiones, el problema puede estar en que el registro histórico y espacial de datos carece de fiabilidad o es incompleto. La solución en este caso es aceptar la incertidumbre y modelizar simplificando la realidad. En segundo lugar, se identifica la incertidumbre por “ignorancia”, donde se asume lo que no se sabe. Es el caso de hipótesis científicas que no se pueden generalizar. Este tipo de incertidumbre se debe a la realidad estocástica de los sistemas complejos y no

se puede reducir. Un ejemplo de este tipo de incertidumbre es la asociada a la variabilidad climática, que debe ser asumida e incorporada en las estrategias de gestión. Por último, la clasificación de O’Riordan y Jordan se refiere a la incertidumbre en términos de “indeterminación”, donde los propios parámetros del sistema y sus interrelaciones son tan complejos que la modelización resulta insuficiente. Precisamente la modelización se basa en definir la relación entre las entidades modeladas, por lo que, si es imposible definir dichas relaciones, no se puede modelizar.

Raadgever *et al.* (2011) proponen otra clasificación de incertidumbre en función del elemento del sistema al que se hace referencia y diferencian entre: “incertidumbre del sistema de estudio”, asociada a la complejidad del mismo y que dificulta la comprensión de dicho sistema; “incertidumbre técnica,” referida a los mecanismos y herramientas utilizadas para tomar las decisiones; y la “incertidumbre humana”, referida tanto al nivel de error humano como a los posibles sesgos culturales y sociales de la componente humana.

El reconocimiento de los diferentes tipos de incertidumbres —de diferentes naturalezas y sobre los diferentes elementos de los sistemas complejos— y la incorporación de la reflexividad —propia de los sistemas humanos— no solo plantean nuevos retos para los gestores del riesgo sino que también exigen un replanteamiento desde la ciencia sobre cómo tratar y comunicar la incertidumbre.

La ciencia no debe evitar e ignorar la incertidumbre, ya que de su reconocimiento e integración en los análisis depende la buena ciencia y el buen comportamiento científico (Schneider, 2016). Desde la ciencia se debe identificar la incertidumbre dentro de las investigaciones y los resultados y esta incertidumbre ha de ser comunicada (Webster, 2003). En el plano de los riesgos estas consideraciones se vuelven centrales. La incertidumbre debe ser tratada de manera explícita y debe estar dirigida a garantizar que ignorarla no conduce a errores de interpretación ni para la gente ni para los gestores.

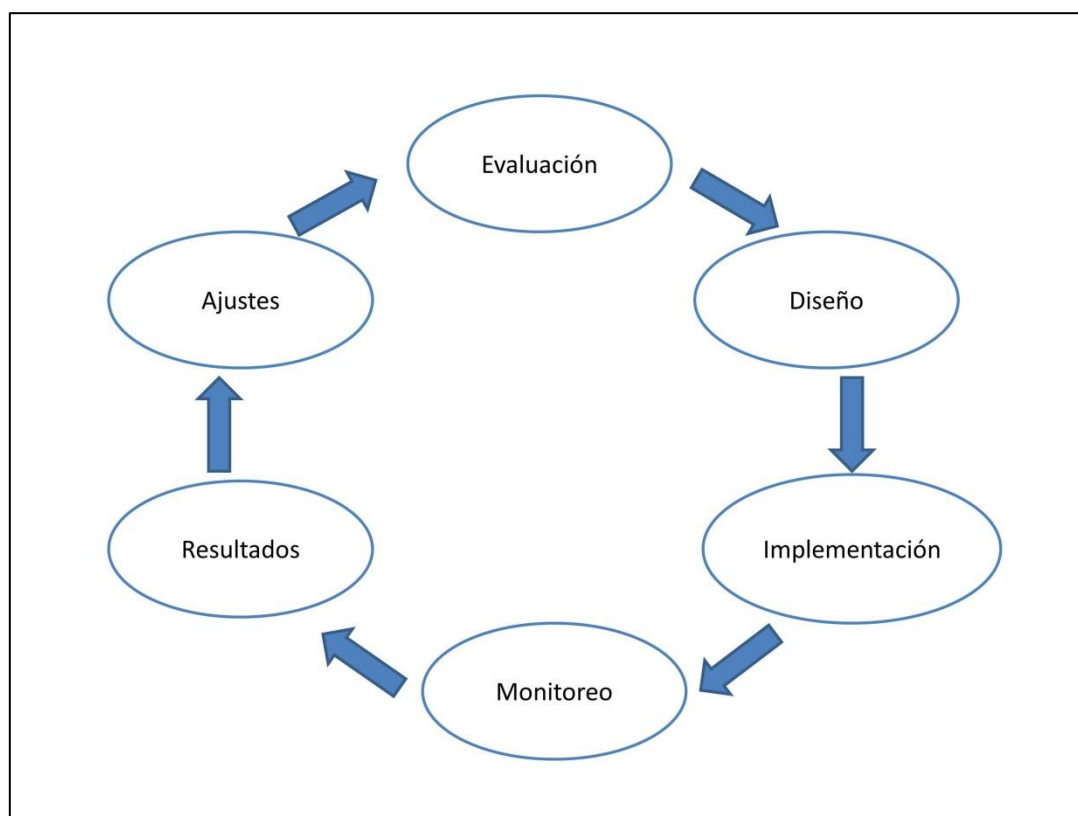
1.1.3. La aparición de nuevos enfoques: gestión y gobernanza adaptativa

Tras las ideas expuestas sobre la necesidad de afrontar situaciones complejas e inciertas, tanto desde el punto de vista teórico como desde un punto de vista práctico, resultan especialmente interesantes, por su convergencia y conexión, las propuestas de la gestión

adaptativa (Holling, 1978; Walters, 1986) y de la gobernanza adaptativa (Dietz *et al.*, 2003, Walker *et al.*, 2004, Folke *et al.*, 2005, Folke, 2006).

El paradigma de la gestión adaptativa surge del reconocimiento de las condiciones que imponen la consideración de la complejidad y la incertidumbre en las estrategias de gestión de los recursos. La gestión adaptativa está diseñada para mejorar el proceso de gestión a través del aumento del conocimiento del sistema, para lo que se basa en el aprendizaje, la consideración de diferentes alternativas y la flexibilidad (Holling, 1978; Walters, 1986), para lo que se requiere la participación de todos los actores sociales. En definitiva, la gestión adaptativa se propone como un proceso sistemático y cíclico para mejorar las políticas y prácticas de gestión, que trata de reducir la incertidumbre a través de los resultados de las estrategias de gestión que ya han sido implementadas (Pahl-Wostl *et al.*, 2007; Williams, 2011) (Figura 1).

Figura 1. Diagrama del ciclo de gestión adaptativa



Fuente: Traducido de Williams *et al.*, 2012:5

En la primera fase, la de evaluación, se debe dar respuesta como mínimo a las siguientes cuestiones: ¿Cuáles son los objetivos de la gestión? ¿Qué resultados se esperan? y ¿Cuál es el nivel y tipo de incertidumbre? En la fase de diseño se deben plantear diferentes alternativas para la consecución de los resultados. En la fase de implementación se articulan las estrategias diseñadas y seleccionadas. La fase de monitoreo es esencial en la gestión adaptativa, pues a partir del seguimiento y la evaluación de todo el proceso se puede obtener un aprendizaje que podría perderse si la evaluación se limita a los resultados. En la fase de resultados se comparan los resultados obtenidos con los esperados. En la última fase, la de ajuste, es donde se aplica el aprendizaje adquirido en todo el proceso de manera que, si no se ha reducido alguna de las incertidumbres identificadas en la primera fase, este es el momento de adaptar las estrategias y empezar de nuevo el ciclo.

Por otro lado, como se ha mencionado más arriba, otro de los resultados de la búsqueda teórica sobre la forma de gestión de la incertidumbre y la complejidad de los sistemas socio-ecológicos que se ha desarrollado con más fuerza en la última década es la gobernanza adaptativa (Dietz *et al.*, 2003, Walker *et al.*, 2004, Folke *et al.*, 2005, Folke, 2006).

Los sistemas socio-ecológicos (SSE) se definen como sistemas complejos derivados del proceso de co-evolución a través del cual los sistemas sociales y naturales se han ido adaptando conjuntamente hasta convertirse en un sistema integrado de humanos en la naturaleza e interactuando de forma dinámica en múltiples escalas temporales y espaciales (Berkes y Folke, 1998; Folke *et al.*, 2003; Janssen y Ostrom, 2006). El concepto de SSE implica dinamismo y retroalimentación entre el sistema social y el sistema natural.

En este sentido, la idea de la gobernanza adaptativa (Dietz *et al.*, 2003; Folke, 2005) surge de la necesidad de plantear nuevas formas de gobierno que sean capaces de adaptarse y evolucionar de acuerdo a la incertidumbre y a la variabilidad de los componentes biofísicos y sociales que forman los SSE a diferentes escalas temporales y espaciales. De acuerdo a Folke *et al.* (2005), la gobernanza adaptativa podría considerarse como una sofisticación de la gestión adaptativa que refuerza el carácter colaborativo y multiescalar de las redes de actores e instituciones en el proceso de aprendizaje y la flexibilidad para hacer frente a situaciones inciertas.

Ambos enfoques centran la atención sobre la forma en la que los SSE pueden adaptarse a las condiciones cambiantes, en especial donde las decisiones se deben tomar bajo altas dosis de incertidumbre. La gestión adaptativa se centra en el proceso de aprendizaje y destaca la importancia que la inclusión de los grupos de interés puede aportar a los resultados de la gestión. La gobernanza adaptativa, además de ofrecer un proceso formal de mejora de los procesos de gestión, puede entenderse como un apéndice de esta que refuerza el carácter colaborativo y multiescalar en el proceso de aprendizaje, así como la flexibilidad para hacer frente a situaciones inciertas. Su peculiaridad es, precisamente, la introducción en el aprendizaje de la complejidad de los sistemas humanos e institucionales dentro de los cuales se toman las decisiones (Folke *et al.*, 2005).

Como se ha visto a lo largo de este apartado, el reconocimiento de la complejidad y la incertidumbre como propiedades inherentes de los riesgos naturales exige un cambio de paradigma sobre las estrategias de gestión del riesgo que se aleje de los mecanismos estáticos y unidireccionales hacia procesos dinámicos, flexibles y capaces de integrar las diferentes perspectivas legítimas. Los principios de la gobernanza adaptativa responden a las necesidades que exige la gestión de los riesgos naturales al introducir el aprendizaje, la flexibilidad y el carácter colaborativo en el proceso de toma de decisiones como principales herramientas para lograr una adaptación eficaz ante la variabilidad e incertidumbre que plantean los riesgos.

Con motivo del reconociendo de la complejidad y la incertidumbre como propiedades del riesgo y el difundido interés por su estudio desde diferentes disciplinas, el uso de los conceptos y las interpretaciones de los elementos que conforman el riesgo es muy dispar y puede generar confusiones. Para aclarar posibles confusiones terminológicas o interpretativas, se presentan a continuación algunas reflexiones previas en torno a los riesgos que sirven de base para todo el planteamiento teórico y metodológico de esta Tesis Doctoral.

1.2. Reflexiones en torno al riesgo

El estudio de los riesgos ha sido objeto de interés para diferentes ramas del conocimiento que han tratado de buscar una explicación para este tipo de eventos desde diferentes perspectivas (climatología, sociología, estadística, geografía, etc.). Además, este tipo de

eventos ha recibido una gran cobertura mediática, principalmente con un enfoque muy sensacionalista y reduciendo la información de este tipo de eventos a los aspectos relacionados con su capacidad de destrucción y muerte. Como consecuencia de este creciente interés se ha generado una gran variedad de interpretaciones, definiciones y formas de aproximarse a los riesgos y a los desastres naturales que en ocasiones puede generar confusión. Por ello, antes de seguir profundizando en el estudio de los riesgos, parece conveniente hacer algunas reflexiones previas que permitan establecer las bases conceptuales y epistemológicas sobre las que se sustenta esta Tesis Doctoral.

1.2.1. Evolución en la consideración del riesgo

Los primeros acercamientos al estudio de los riesgos naturales, que tuvieron una amplia difusión tras la celebración de la Primera Conferencia Internacional contra las Catástrofes Naturales en París en 1937, se dirigieron hacia el mejor conocimiento del funcionamiento del fenómeno físico del peligro por parte de especialistas de las Ciencias Naturales, que lograron grandes avances en el ámbito de la geodinámica, la meteorología, la hidrología, etc. Desde este enfoque, las definiciones de riesgo han estado dominadas por el carácter cuantitativo y probabilístico del término y por disciplinas como la economía, la estadística o la ingeniería, que reducen la significación del riesgo a las pérdidas esperadas, ya sean personales o materiales, y, en definitiva, a un valor numérico (Hansson, 1989). Desde esta perspectiva se asume por tanto el conocimiento del sistema y las posibilidades de que se den resultados diferentes a través de un análisis estructurado de sus mecanismos y probabilidades (Wynne, 1996). Así, el riesgo es definido como la pérdida esperable, parcial o total, derivada de la concreción de un peligro potencial sobre la población, bienes o servicios expuestos al mismo.

Hoy en día el optimismo tecnológico sigue siendo el núcleo central de las estrategias para hacer frente a los problemas ambientales, incluidos los relacionados con los riesgos naturales. Sin embargo, de aquella intensificación de las reflexiones sobre la relación medio ambiente–sociedad también surgió un semillero de ideas que cuestionan la noción determinista del riesgo e introducen la necesidad de considerar los factores sociales en su formulación. Estas ideas se pueden resumir en dos líneas principales que, lejos de ser excluyentes, se complementan: la construcción social del riesgo, por un lado, y la producción social del riesgo, por otro.

En primer lugar aparecen las ideas del riesgo como construcción social, bajo las cuales el riesgo se explica como un proceso inherentemente social. Desde este punto de vista, tanto las percepciones como la actitud frente al riesgo, incluida la propia definición sobre si determinados eventos han de ser considerados como riesgos o no, está basada en la cultura y el desarrollo de las interacciones sociales, que cambian en función de las distintas sociedades y a través del tiempo (Berger y Luckmann, 1966; Douglas, 1996; Kasperson, 1992, Kasperson y Kasperson, 1996; Kahneman, *et al.*, 1982; Luhmann, 1992; Slovic y Weber, 2002). Desde este punto de vista, la visión determinista del riesgo como acto de la naturaleza no solo es insuficiente sino también inadecuada, pues el riesgo es en esencia una construcción social. La definición del riesgo se vincula a los aspectos personales y sociales, se pone mayor énfasis en lo subjetivo y se añaden al carácter probabilístico y de pérdidas cuantificables otras dimensiones (grado de voluntariedad, credibilidad en las instituciones, percepción del riesgo, etc.). Este punto de vista se basa en la idea de que la percepción de la relación entre naturaleza y sociedad ha sido siempre cultural e inamovible, y como parte de esas relaciones, la construcción social del riesgo se cimienta en base a la relación entre cultura y riesgo (Douglas, 1996).

Esta dualidad existente en torno al riesgo, ya sea visto como fenómeno objetivo o desde la perspectiva de la construcción social, ha conducido a interpretaciones reduccionistas y por tanto insuficientes para explicar los riesgos y diseñar estrategias adecuadas. Cuando se tratan cuestiones ambientales como los riesgos naturales, este dualismo debe ser superado y se debe entender que la realidad es una y múltiple a la vez (Puy, 1994), pues ningún riesgo es puramente natural y ninguno es puramente social (Beck, 1986, 1992, 2013).

En segundo lugar, y en relación a la producción social del riesgo, también en la década de los años ochenta surgen una serie de trabajos que enfatizan el papel de la sociedad como productora o co-productora de riesgos. Uno de los trabajos más influyentes en este sentido es la obra *Risikogesellschaft. Auf dem Weg in eine andere Moderne* (1986)¹ del sociólogo alemán Ulrich Beck, que caracteriza a la sociedad post-industrial como aquella que se enfrenta a nuevos riesgos antes desconocidos, caracterizados por la globalidad de sus amenazas y la modernidad de sus causas, íntimamente ligadas a su vez al crecimiento exponencial de los procesos productivos que subyacen a la idea de dominio y control de la naturaleza por el

¹ Traducida al español por primera vez en 1998 bajo el título *La sociedad del Riesgo. Hacia una nueva modernidad*.

ser humano. Las tesis básicas de la teoría de la sociedad del riesgo se pueden resumir en los siguientes puntos: i) La separación entre naturaleza y sociedad desaparece en la sociedad del riesgo, donde además la línea que separa los riesgos naturales de los riesgos tecnológicos aparece cada vez más difusa. La tesis de la sociedad del riesgo pone de manifiesto que los grandes problemas ambientales son a la vez de tipo natural y social (cambio climático global, fenómenos meteorológicos extremos, SIDA, terrorismo nuclear, etc.); ii) El monopolio científico y técnico resulta insuficiente para garantizar la seguridad frente a los riesgos. Los problemas ambientales globales no atienden a lógicas lineales, sino que están dominados por la complejidad y la incertidumbre. La ciencia se ha mostrado incapaz de capturar la sorpresa y anticipar las consecuencias no deseadas al no ser capaz de introducir la incertidumbre intrínseca de los problemas ambientales. Cuando nos enfrentamos a peligros ambientales, resulta necesario entender que la incertidumbre forma parte de la realidad y que “lo único socialmente responsable que puede hacer la ciencia es resaltarlo y hablar de las consecuencias de hacer o no hacer algo” (Cutter, 2003: 4); y iii) En la sociedad del riesgo, los riesgos individuales, perceptibles y atribuibles, propios de la era preindustrial, han evolucionado hacia riesgos colectivos, imperceptibles y difícilmente atribuibles. La novedad no reside tanto en la producción de los riesgos sino en la globalidad de sus amenazas y la modernidad de sus causas (Beck, 1992).

En esa misma línea y menos orientado a los riesgos derivados de la tecnología, cabe destacar el trabajo de Kenneth Hewitt, quien, desde el campo de la geografía, expone en su obra *Interpretations of Calamity* (1983) que el riesgo de desastre emerge de los procesos cotidianos de las sociedades en las que se producen dichos desastres, así como de las vulnerabilidades y capacidades de su población. De forma similar, Dennis Mileti expone en su obra *Disaster by Design* (1999) que los riesgos presentes son el resultado de decisiones sociales y políticas pasadas y que, por tanto, de alguna manera puede hablarse de “riesgos diseñados”. Tanto estos trabajos como los trabajos posteriores del propio Beck (2000, 2009, 2013), que enfatizan la idea de la producción social del riesgo, no niegan que los riesgos existan en el mundo físico, sino todo lo contrario. Desde este punto de vista se reconoce el evento físico como el punto de partida de los desastres (excepto en el caso de los riesgos tecnológicos), pero atribuye dichos desastres al resultado de la interacción de estos con los factores sociales, institucionales y políticos. La obra de Hewitt (1983), publicada apenas tres años antes que el trabajo de Beck (1986), es considerada por muchos

como la primera obra que realizó de una forma crítica contundente la concepción fiscalista de los desastres y su gestión (Blaike *et al.*, 1996) y ha sido un trabajo decisivo como punto de partida para las posteriores reflexiones y trabajos acerca de la relación entre la vulnerabilidad y el desastre.

Bruno Latour (1995) ya definió el mundo como algo híbrido, algo que constantemente producimos y que es al mismo tiempo una cuestión de percepción cultural, juicio moral, políticas y tecnología, que trasciende el tradicional sistema de pensamiento dicotómico. Para Beck (2000) la definición de híbrido es necesaria pero resulta insuficiente pues deja claro lo que no es (no es naturaleza, no es sociedad) pero no dice lo que es. Así, Beck matiza que “los riesgos son híbridos hechos por humanos, que incluyen y combinan ética, política, matemáticas, medios de comunicación de masas, tecnología, definiciones y percepciones culturales y —lo que es más importante— no se pueden separar estos aspectos y realidades si se quieren comprender las dinámicas culturales y políticas de la sociedad del riesgo” (Beck, 2000: 19).

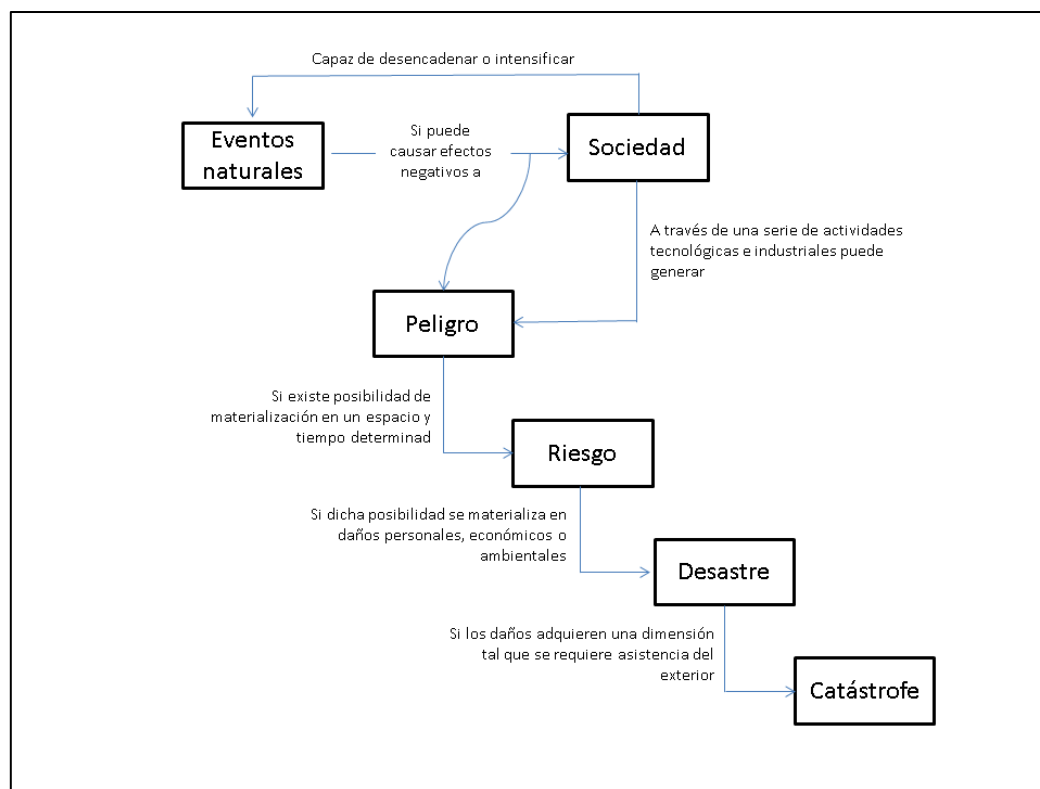
1.2.2. Los procesos naturales no son riesgos

En relación con algunas de las imprecisiones generadas en torno al concepto de riesgo, conviene apuntar la común confusión entre los procesos intrínsecos al medio natural, como pueden ser la pluviometría, la erosión o los movimientos de ladera, y su consideración como riesgos (Calvo García-Tornel, 2001). Aunque los procesos naturales son origen de situaciones de riesgo, si estos no suponen una amenaza para las poblaciones no se pueden considerar riesgos; así, la componente humana y socio-económica que reciben los impactos son fundamentales para poder hablar de riesgo. Pita López argumenta en este sentido que “en un territorio en el que la componente humana es nula, un fenómeno extremo sería simplemente eso, un mero fenómeno extremo, una manifestación más o menos espectacular de la naturaleza, pero no sería un riesgo” (2007:72).

Otra de las confusiones más comunes en la literatura en relación con los riesgos es la de usar los términos peligro, desastre y catástrofe como sinónimos, cuando en realidad se refieren a cosas diferentes (Figura 2). La diferencia conceptual de estos términos, lejos de ser baladí, supone un elemento clave, pues cada uno de ellos hace referencia a elementos y

momentos diferentes en el proceso de gestión del riesgo de desastre, entendido como el conjunto de elementos, medidas y herramientas dirigidas hacia la intervención en los peligros y vulnerabilidades con el objetivo de mitigar los posibles riesgos futuros (Alexander *et al.*, 2010).

Figura 2. La secuencia “de evento natural a catástrofe”



Fuente: Elaboración propia a partir de Olcina Cantos y Ayala-Carcedo, 2002

Los términos riesgo —*risk*— y peligro —*hazard, danger*— no se refieren a lo mismo. Algunos autores hacen una distinción cualitativa entre el término peligro y el término riesgo. El primero hace referencia a cualquier acontecimiento que constituye un daño para las personas o aquello que valoran, que puede ser un evento natural (erupciones, terremotos, inundaciones), determinadas actividades tecnológicas (energía nuclear), productos químicos (insecticidas, DDT) u otras actividades. Por otro lado, el término riesgo se entiende como la probabilidad de ocurrencia de un determinado evento peligroso en un intervalo temporal dado (Kalplan y Garrik, 1981).

La Oficina de las Naciones Unidas para la Reducción del Riesgo de Desastre (UNISDR, por sus siglas en inglés), también matiza esta distinción desde el plano institucional

distinguiendo entre amenaza o peligro —*hazard*— para referirse a cualquier “fenómeno, sustancia, actividad humana o condición peligrosa que puede ocasionar la muerte, lesiones u otros impactos a la salud, al igual que daños a la propiedad, la pérdida de medidas de sustento y de servicios, trastornos sociales y económicos o daños ambientales cuando se haga alusión a las fuentes de un posible daño” (UNISDR, 2009: 5) y riesgo —*risk*— para referirse a la “combinación de la probabilidad de que se produzca un evento y sus consecuencias negativas” (UNISDR, 2009: 29).

Beck (1992) plantea que si el riesgo es la probabilidad de ocurrencia de un peligro, entonces el riesgo es un peligro virtual que queda condicionado por la valoración y percepción que una sociedad tenga sobre los riesgos. En esta línea, Giddens (1999) otorga al riesgo una doble consideración: por un lado la probabilidad u ocurrencia de un peligro o daño y, por otro, la asunción voluntaria de ese peligro. De igual manera, Luhmann (1998) distingue entre riesgo, cuando el posible daño se atribuye a una decisión, y peligro, cuando el posible daño se atribuye al entorno del sistema, es decir, cuando es provocado externamente.

Según lo anterior, el término riesgo natural debe entenderse como la probabilidad de que un territorio o una sociedad pueda verse afectada por un fenómeno natural peligroso (Olcina Cantos y Ayala-Carcedo, 2002). Por el contrario, el término desastre natural, se refiere al efecto de un riesgo en la sociedad en un tiempo y espacio determinado (Keller y Blodgett, 2007). Ayala Carcedo y Olcina Cantos (2002) explican la distinción entre riesgo y desastre en base a la diferencia aristotélica entre potencia —riesgo— y acto —desastre—. Por último, cuando las afecciones de un desastre natural son tales que se requiere considerable tiempo e importantes recursos económicos para la recuperación o es necesaria ayuda del exterior, hablamos de catástrofe natural. La distinción entre los conceptos de riesgo, desastre y catástrofe es fundamental en el proceso de gestión del riesgo, pues cada uno de ellos hace referencia a un momento concreto dentro del proceso en el que se deberán aplicar diferentes estrategias con diferentes objetivos. Un resumen de las principales estrategias y tipos de medidas que deben aplicarse en cada una de las fases del proceso de gestión del riesgo se presenta en la Tabla 2.

Tabla 2. Líneas estratégicas y tipo de medidas en cada una de las fases del proceso de gestión del riesgo

Fase	Líneas estratégicas principales		Tipo de medidas
Riesgo	Prevención	En esta fase las estrategias deben ir encaminadas a prever de antemano un posible daño o perjuicio que permita desarrollar las estrategias para evitarlo.	Mejora del conocimiento del sistema y su funcionamiento.
	Mitigación	Una vez reconocida y aceptada una situación de riesgo, las estrategias deben orientarse a suavizar o moderar su posible aparición lo máximo posible. En esta fase el objetivo es reducir la probabilidad de que un evento natural peligroso se materialice de la forma más agresiva posible.	Medidas encaminadas a reducir y evitar nuevas vulnerabilidades. Medidas tecnológicas, legislativas y de planificación para disminuir el riesgo.
	Preparación	Las estrategias de preparación surgen del reconocimiento de que el riesgo es inevitable y por tanto hay que afrontarlo. La fase de preparación es una fase previa a la concreción del fenómeno que se diferencia de las estrategias de mitigación en que centra sus objetivos en la reducción de los posibles daños y no en el evento peligroso.	Educación sobre riesgos. Diseño de sistemas de alerta temprana. Establecimiento de seguros agrarios. Articulación de planes de emergencia.
Desastre	Respuesta	Una vez que el evento peligroso se materializa en un lugar y momento concreto, las estrategias deben centrarse en disminuir lo máximo posible los daños. Esta fase suele estar limitada por la aparición repentina de casi todos los riesgos naturales, pero adquiere gran importancia en fenómenos de aparición lenta, como por ejemplo la sequía, donde las acciones que se llevan a cabo a medida que avanza el fenómeno pueden ser determinantes para que este acabe o no en catástrofe.	Medidas de educación sobre riesgos. Diseño de sistemas de alerta temprana. Establecimiento de seguros agrarios. Articulación de planes de emergencia.
Catástrofe	Recuperación	Una vez que el evento natural ha tenido un desenlace catastrófico, las estrategias deben centrarse en restablecer las condiciones previas. Este tipo de medidas son reactivas y responden al nivel de daños producidos.	Compensaciones económicas. Cooperación internacional.
Post - Catástrofe	Evaluación	Las estrategias de evaluación post-catástrofe se basan en un análisis sobre la adecuación de las medidas tomadas en todo el proceso. Deben ser capaces de identificar las debilidades y las fortalezas. El sentido de esta fase se basa en aprovechar el aprendizaje adquirido para aumentar las capacidades en cada una de las fases del proceso.	Auditorías externas Evaluaciones internas Revisión de protocolos Recopilación de información

Fuente: Elaboración propia

Mientras que las estrategias de gestión del riesgo deben orientarse a la prevención, la mitigación y la preparación a través de medidas estructurales para la construcción de capacidades, las estrategias de gestión del desastre y la catástrofe se deben centrar en la aplicación de medidas coyunturales de recuperación, reactivas y de emergencia. Estas últimas, a pesar tener un carácter de urgencia, deben haber sido previamente planificadas para evitar situaciones de contingencia en la toma de decisiones.

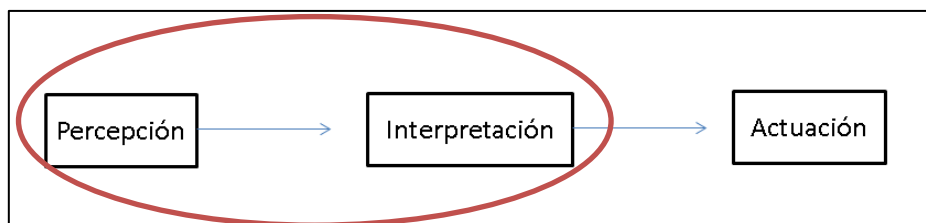
En definitiva, la concreción de un riesgo natural en desastre o catástrofe supone la ruptura o desestabilización de las condiciones consideradas normales entre una determinada sociedad y el medio natural en el que se asienta con consecuencias negativas para la población, las infraestructuras, la economía, los ecosistemas o, en definitiva, cualquier elemento que valoremos. La identificación y comprensión de las causas que pueden generar dichos desequilibrios entre el medio social y el medio natural será determinante para iniciar las acciones orientadas a garantizar la seguridad y evitar así que un evento natural acabe con un desenlace catastrófico.

1.2.3. Implicaciones de la consideración social del riesgo

Cuando tratamos de estudiar el riesgo, sea de la naturaleza que sea —financiero, tecnológico, natural—, por definición², hacemos referencia a la proximidad o contingencia de un daño, otorgándole, por tanto, una dimensión temporal futura. La complejidad y la falta de certeza inherente a los riesgos y esta dimensión temporal futura puede explicar que, en coherencia con las ideas de la construcción social de los problemas ambientales, la interpretación y la percepción del riesgo sea vista como el resultado de narrativas establecidas por la cultura y las instituciones (Berger y Luckmann 1966, Douglas, 1996; Douglas y Wildavsky, 1982; Kasperson, 1992;). De estas ideas se derivan implicaciones relevantes a la hora de gestionar situaciones de riesgo.

La Figura 3 muestra la relación causal entre la percepción, la interpretación y la actuación frente al riesgo, de manera que la forma en que identifiquemos y/o percibamos un evento natural o cualquier actividad potencialmente peligrosa, de forma individual y/o colectiva, determinará la manera de interpretar dicha amenaza y anticipar sus posibles efectos y condicionará así las distintas actuaciones a llevar a cabo para buscar la seguridad.

² La palabra *riesgo* proviene del italiano *risico* o *rischio*, que a su vez tiene origen en el árabe clásico *rizq* “lo que depara providencia”.

Figura 3. De la percepción del riesgo a la actuación

Fuente: Elaboración propia

Algunos autores (Otway, 1980; Slovic y Weber, 2002) se refieren a la percepción del riesgo como un constructo de percepción e interpretación y, aunque en efecto son dos procesos íntimamente ligados e inmediatos, no está de más diferenciar entre ambos cuando hablamos de riesgos. De esta manera podemos enfatizar la importancia que tiene el acceso a la información como forma de percibir el riesgo. Percibir se define como “1. Acto de recibir por uno de los sentidos las imágenes, impresiones o sensaciones externas” y “2. Comprender o conocer algo” (R.A.E.). Por otro lado, interpretar se define como “Concebir, ordenar o expresar de un modo personal la realidad”. Como anuncia Folch, “a partir de la percepción, el observador construye su concepto de realidad, que por ello es siempre subjetiva” (Folch, 2003: 19).

Como en cualquier otro aspecto de la vida, la manera de definir un problema orientará las posibles soluciones para afrontarlo y de la misma forma, la percepción que se tenga de un riesgo orientará las actuaciones para conseguir la seguridad. Por tanto, la primera condición para poder hacer frente a una amenaza es identificarla y reconocerla como tal. Además, la manera en que un individuo ordena la realidad depende de la información que tiene de la misma, de ahí la importancia que una información lo más completa y rigurosa posible tiene en la gestión del riesgo.

Una vez identificado un proceso natural o una determinada actividad como potencialmente peligrosa se estará en disposición de interpretar si esta amenaza se considera aceptable y se asume el riesgo, o si por el contrario se valora como inaceptable y por tanto se decide no asumir el riesgo. La idea de riesgo aceptable surge con el objetivo de establecer unos criterios y umbrales sobre los que legislar y tomar decisiones sobre determinadas actividades humanas que puedan compararse con los beneficios aportados (Puy, 1994) y puede definirse como “el valor de la probabilidad de consecuencias económicas, sociales y

ambientales que, a juicio de la autoridad que regula este tipo de decisiones, es considerado lo suficientemente bajo para permitir su uso” (Cardona, 1993: 80).

Uno de los trabajos más influyentes sobre aceptabilidad del riesgo es el de la socióloga Mary Douglas, quien afirma que la población actúa según parámetros socialmente aceptados e institucionalizados más que por el conocimiento de los riesgos (Douglas-Wildavsky, 1983: 80) y, por tanto, el riesgo es una categoría social efecto de la interacción entre el miedo y la confianza. En este sentido, resulta clave cómo se definen los riesgos, pues al estar sometidos a interpretaciones causales, pueden ser ampliados, reducidos, dramatizados o normalizados (Kasperson, 1992; Beck, 2000), condicionando así la forma en que una determinada sociedad decide enfrentarse (o no) a las condiciones inseguras.

Cutter (2003) expone que es imposible calcular todas las posibilidades y contingencias asociadas a un determinado peligro o actividad humana, por lo que las decisiones se reducen a un conjunto limitado de información que lo convierte en un proceso subjetivo basado en juicios de valor y otros criterios simplificadores, en el que habitualmente la percepción del juicio científico sobre las amenazas se considera siempre la correcta. Como resultado, en la aceptabilidad del riesgo se incluyen reflexiones morales, políticas y económicas socialmente construidas que determinan qué riesgos se ignoran y qué riesgos se decide afrontar (Douglas y Wildavsky, 1983). Desde este punto de vista, de nuevo se olvidan y excluyen los procesos y las relaciones que generan las situaciones de riesgo.

En definitiva, en la cadena causal que muestra la Figura 3, la percepción e interpretación del riesgo proporcionan la base del conocimiento sobre la que se asientan las decisiones posteriores de actuación. El National Research Council, ya en 1996, reconocía que la percepción pública del riesgo no es mala o defectuosa, sino que más bien, los riesgos son mejor definidos por el público al tener en cuenta las diferentes consideraciones sociales de la aceptación de los riesgos en sus valoraciones de aceptable/inaceptable.

De estas reflexiones se pueden concluir tres consecuencias principales que hay que tener en cuenta en los procesos de gestión de riesgo. En primer lugar, en el momento en que hay que gestionarlo, el riesgo se vuelve un concepto descriptivo y normativo, ya que considerar la posibilidad de riesgo en un determinado territorio implica la exigencia de reducirlo o

eliminarlo, lo que supone la organización de un proceso político de toma de decisiones (Espluga 1999, 2000). En segundo lugar, cualquier situación de riesgo implica la posibilidad de pérdidas o daños que son evaluados de diferente forma por expertos y no expertos. Por último, cada individuo o colectivo percibe el riesgo de una manera distinta e interpreta el riesgo según una escala de valores distinta. Cada decisión que se toma puede ser foco de tensiones y reacciones muy diferentes (Conesa García y Calvo García-Tonel, 2003). Así, el entendimiento sobre la percepción social del riesgo puede contribuir a plantear y desarrollar medidas de mitigación (Olcina Cantos, 2006). Tal y como se defiende en esta Tesis, las evaluaciones de vulnerabilidad que permitan no solo identificar los lugares más vulnerables sino las causas que producen dicha vulnerabilidad pueden introducir nuevos elementos de reflexión acerca de las causas que generan los riesgos y por tanto también pueden influir en los juicios de valor a la hora de aceptar o no un riesgo.

1.2.4. El tratamiento de la complejidad y la incertidumbre en la gestión del riesgo

Desde un enfoque científico, el tratamiento de la incertidumbre ha estado vinculado a la probabilidad y al análisis de escenarios. Mientras que la estadística reduce el riesgo a un valor numérico, que puede ser útil en especial en el plano normativo y legitimado por la urgencia que exigen las situaciones de riesgo para legislar, el análisis de escenarios se basa en el establecimiento de predicciones y proyecciones de cómo puede evolucionar el sistema en función de las posibles y diferentes vías que tomen las condiciones iniciales. Si bien es cierto que el análisis de escenarios no abarca el núcleo del problema sobre la toma de decisiones, sí reduce la incertidumbre al introducir la componente estocástica en la evolución del sistema (Alcácer, 2015).

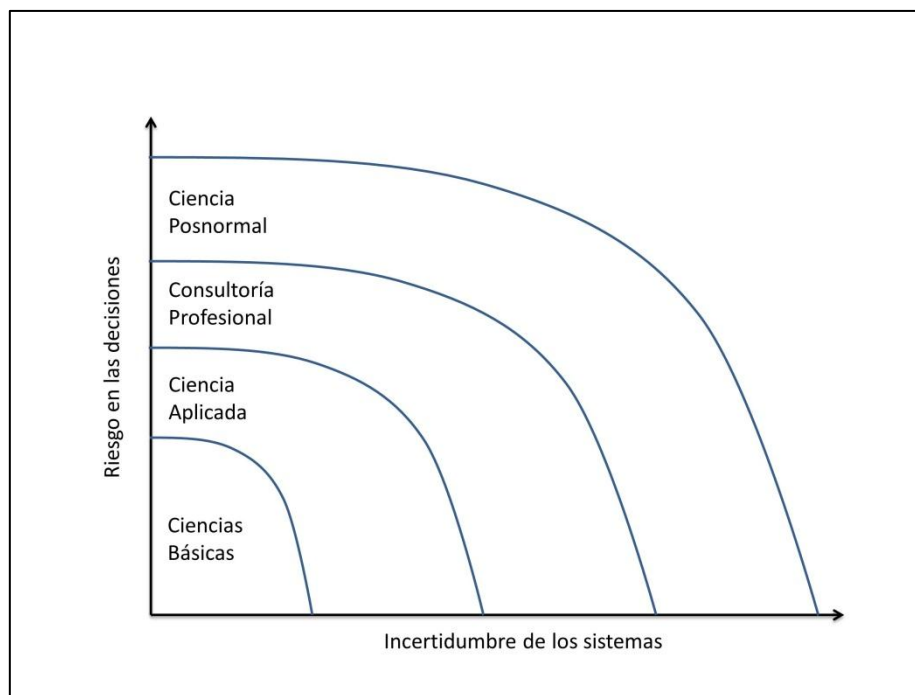
Sin embargo, las implicaciones en relación con las ideas de complejidad e incertidumbre que se atribuyen a los problemas ambientales y a los riesgos suponen un reto considerable para la aplicación práctica de políticas y estrategias de gestión de este tipo de eventos que escapa del dominio del enfoque científico-técnico. Los procesos de gestión del riesgo se generan en entornos donde las decisiones están condicionadas por la diversidad de perspectivas legítimas (y la mayoría de las veces, contradictorias), por una capacidad de gestión normalmente limitada (tanto espacial como temporalmente), debido a la diversidad de administraciones con competencias y atribuciones en un mismo territorio, por unas dinámicas complejas y difícilmente comprensibles y por la incertidumbre no solo de los

propios procesos que deben gestionarse, sino también sobre los resultados de las decisiones que se toman. Además, los riesgos son cuestiones lo suficientemente urgentes como para que la gestión no pueda ser aplazada y, por lo tanto, a pesar de dichas dificultades, dicha gestión ha de afrontarse. La calidad de las decisiones en contextos de incertidumbre será juzgada no solo por los resultados obtenidos sino también por los procesos llevados a cabo para la toma de dichas decisiones (Williams y Brown, 2011).

Las limitaciones de las técnicas para enfrentarse a este tipo de dificultades han sido reconocidas en el plano teórico y político. Uno de los intentos más ambiciosos, desde el punto de vista político, para tratar con la incertidumbre es la definición del “principio de precaución”, cuyo fundamento es evitar los daños sociales y ecológicos potenciales derivados de una determinada intervención, aunque no exista certeza completa de los posibles riesgos que supondría llevarla cabo (O’Riordan y Jordan, 1995). La base de este principio, que surge en la Conferencia de las Naciones Unidas Sobre Medio Ambiente Humano de 1972 (Cumbre de Estocolmo), es precisamente el reconocimiento de las limitaciones de la ciencia para garantizar certezas. Aunque en su origen el principio de precaución se desarrolla en relación a la incertidumbre existente sobre las consecuencias en la salud del uso de determinados productos químicos en la industria, su uso se consolida progresivamente como uno de los principios fundamentales del derecho ambiental internacional (Riechman y Tickner, 2002). Sin embargo, y pese a sus buenas intenciones, su falta de operatividad dificulta su uso como una guía rigurosa para políticos y gestores. Las ideas del principio de precaución, aunque necesarias, resultan insuficientes si tratan de aplicarse a la gestión de los riesgos naturales. Bajo las premisas del principio de precaución, cuando no existe certeza de los impactos que se pueden generar, la opción puede ser no hacer nada. Esto puede derivar en un inmovilismo que en la gestión de los riesgos naturales no se puede permitir.

Quizás una de las reflexiones más clarividentes desde un plano teórico sobre la incertidumbre de los sistemas complejos es la desarrollada por Funtowicz y Ravetz sobre la “ciencia posnormal” (Funtowicz y Ravetz, 2000). La ciencia posnormal plantea, sin renunciar a la racionalidad científica, diferentes enfoques para enfrentarse a los problemas en función de su nivel de incertidumbre y del valor de lo que se pone en juego en sus decisiones (Figura 4).

Figura 4. La ciencia posnormal



Fuente: Adaptado de Funtowicz y Ravetz, 2000

Cuando el nivel de incertidumbre y los valores de lo que está en juego son bajos, la ciencia aplicada resulta idónea para la resolución de problemas. Cuando el nivel de incertidumbre se eleva hasta un punto en que no puede ser manejado a un nivel técnico por la presencia de elementos más complejos del problema, como la confiabilidad de las teorías y la información, se hacen necesarios juicios personales y la incertidumbre aparece en el nivel metodológico. Si la incertidumbre de los sistemas llega a ser epistemológica o ética y lo que está en juego en las decisiones es de alto nivel, como ocurre con la gestión de los riesgos, ni la ciencia aplicada ni la consultoría profesional pueden hacer frente a la solución del problema y entonces este se abordaría desde la ciencia posnormal.

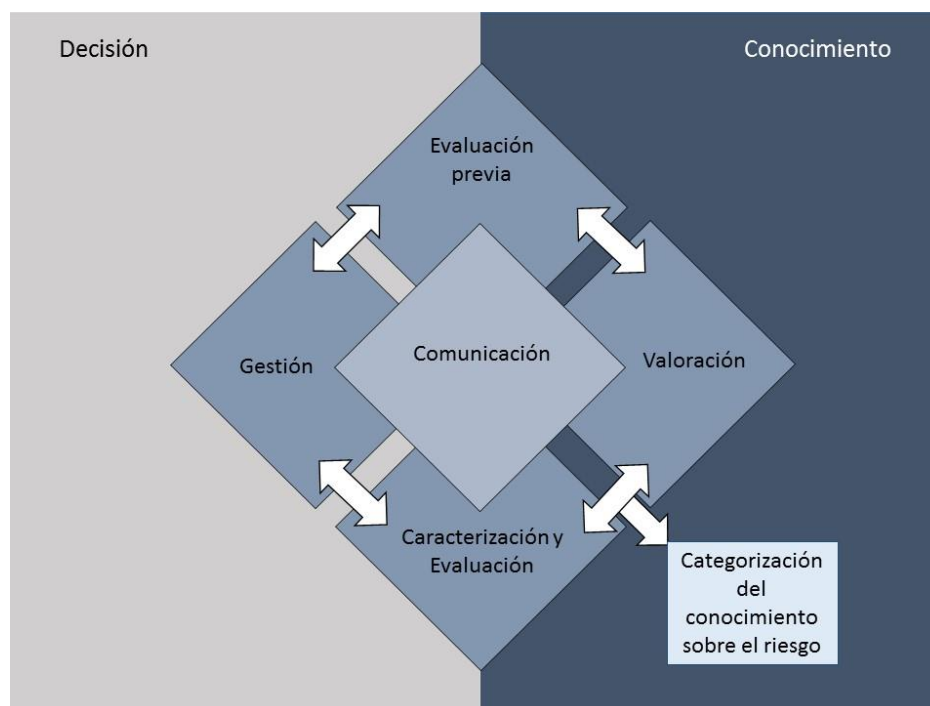
La mayor novedad que introduce este enfoque frente a la ciencia normal (Kuhn, 1962), capitalizada por la comunidad científica, es la necesidad de incluir a un número mucho mayor de participantes legítimos para la resolución de los problemas ambientales que hasta ahora no han sido considerados ni por la ciencia aplicada ni por la consultoría profesional (Funtowicz y Ravetz, 2000). De esta manera, se aumenta el conocimiento del sistema y se legitima el proceso de toma de decisiones al incluir un mayor número de perspectivas legítimas en la decisión.

Si bien es cierto que es más una teoría que una metodología de aplicación, la propuesta de la ciencia posnormal supone un importante avance hacia la democratización del conocimiento, al dar cabida a nuevos participantes, nuevos diálogos, diferentes perspectivas y formas de conocimiento frente a los riesgos de los problemas ambientales globales. Sus ideas han servido de semillero para abrir la participación pública en los procesos de toma de decisiones, al menos en el plano institucional formal. En este sentido, la obligación que la Directiva Marco del Agua establece sobre la participación pública en los procesos de planificación hidrológica supone un buen ejemplo de cómo estas ideas van teniendo cada vez un mayor eco en las instituciones y en el desarrollo de políticas, aunque todavía de manera más teórica que real.

Otro enfoque surgido en la última década y que está adquiriendo un gran interés es el de la “gobernanza del riesgo” (*risk governance*). Este concepto hace referencia a la actividad transdisciplinar que incluye los diferentes actores, reglas, procesos y mecanismos relacionados con la forma en cómo se recopila la información relevante sobre riesgos, cómo se analiza, cómo se comunica y cómo se toman las decisiones. Para ello resulta fundamental incorporar no solo el contexto legal, institucional, social y económico en el que el riesgo es evaluado, sino también a los actores que los representan (Renn, 2008). El objetivo principal es “facilitar un mejor entendimiento del riesgo y sus diferentes contextos científicos, políticos, sociales y económicos para poder gestionarlos” (IRGC, 2012:12). La base del enfoque de la gobernanza del riesgo es, de nuevo, el reconocimiento de que la mayoría de los riesgos a los que se enfrenta el mundo están caracterizados por altos grados de complejidad e incertidumbre y, por tanto, son necesarias mejoras en su gobernanza para tomar decisiones y para reforzar la confianza del público acerca de la capacidad para afrontar este tipo de situaciones (IRGC, 2012).

Renn (2008) ofrece una propuesta metodológica para la gobernanza del riesgo que incluye cinco elementos (evaluación previa, valoración, caracterización, gestión y comunicación). Según esta idea, el riesgo no puede ser totalmente controlado o erradicado, pues tanto la comprensión del riesgo en sí mismo como cada uno de sus elementos está en continua evolución (Walker *et al.*, 2010).

Figura 5. Marco conceptual de la gobernanza del riesgo



Fuente: Traducido de International Risk Governance Council, 2012

Desde la gobernanza del riesgo, de nuevo el interés central radica en cómo se incorpora la incertidumbre en las estrategias de gestión y, por ello, es considerada el planteamiento teórico más orientado a dar respuesta a los postulados de la sociedad del riesgo de Beck (Walker *et al.*, 2010).

Raadgever *et al.* (2011) diferencian cuatro estrategias para gestionar la incertidumbre: ignorar, generar conocimiento, interactuar y afrontar. La primera de ellas, ignorar la incertidumbre, supone un ejemplo claro de gestión a través de la “no gestión”. En efecto, en ocasiones lo más inteligente puede ser esperar a tener un mayor conocimiento del sistema para tomar decisiones. Sin embargo, a la vista de las estadísticas sobre pérdidas asociadas a este tipo de eventos, los riesgos naturales parecen ser lo suficientemente urgentes para descartar esta opción. La segunda de las estrategias es la generación de más conocimiento para reducir la incertidumbre (epistémica). La tercera opción se centra de forma específica en el intercambio de información sobre las incertidumbres entre los agentes interesados. Dentro de esta categoría existen varias alternativas. Podemos optar por la comunicación, el aprendizaje dialógico, la negociación o los debates, entre otros, con el objeto de reducir la ambigüedad acerca del sistema a gestionar (Alcácer, 2015). Es de algún

modo el brazo práctico de parte de las ideas de la gobernanza del riesgo o de la ciencia posnormal, aunque su aplicación se limita al intercambio de información y no a la agregación de las diferentes miradas en el ciclo de gestión “definición del problema – objetivos – alternativas – toma de decisiones”. Por último, las estrategias relativas a afrontar la incertidumbre parten del reconocimiento de que la incertidumbre no puede ser reducida (incertidumbre estocástica) y, en su lugar, se plantean medidas para mitigar sus consecuencias o estimular sus consecuencias positivas a través de mecanismos que favorezcan la adaptación y la flexibilidad de los sistemas (Alcácer, 2015).

1.3. La consideración de la vulnerabilidad en el estudio de los riesgos

En los apartados previos se han discutido los principales argumentos que articulan el cambio en la consideración de los riesgos, que han avanzado desde las definiciones centradas en la explicación del fenómeno físico hacia aquellas donde el riesgo es considerado como un fenómeno híbrido. Desde este punto de vista, la concreción de un riesgo natural en desastre es mejor comprendida como el resultado del complejo sistema de relaciones entre el evento natural peligroso y el componente humano y socio-institucional que determinan las vulnerabilidades del sistema y, por tanto, la identificación y el análisis de las causas que generan la vulnerabilidad se convierten en elementos centrales en las investigaciones orientadas a la mitigación de los desastres (Wisner *et al.*, 1994; Blaike *et al.*, 1996; Romero y Maskrey, 1993; Lavell, 1996; Bogardi y Birkmann, 2004).

La necesidad de este cambio de paradigma hacia las evaluaciones de vulnerabilidad es introducida en el plano institucional por primera vez en la *Conferencia de la Naciones Unidas para un Mundo más Seguro* celebrada en Yokohama (1994), sin embargo la importancia de su asunción como elemento clave para las estrategias de reducción de los desastres no es reconocida hasta la *Conferencia Mundial para la Reducción del Riesgo de Desastres* (2005-2015), celebrada en Hyogo (Marco de Hyogo), donde se expone que el punto de partida para la reducción del riesgo de desastres y la promoción de una cultura resiliente se basa en el conocimiento tanto de los peligros como de las vulnerabilidades (físicas, sociales, económicas y medioambientales), así como en la consideración de los cambios en los peligros y las vulnerabilidades tanto en el corto como en el largo plazo (UNISDR, 2005).

En la actualidad, la vulnerabilidad se ha consolidado como uno de los conceptos centrales en las estrategias para la mitigación de riesgos naturales: *Global Assessment Report of Disaster Risk Reduction* (UNISDR, 2015), *Marco Sendai para la reducción del Riesgo de Desastres 2015-2030* (UNISDR, 2015b); ha llegado a ser una de las herramientas fundamentales para la mitigación de los efectos del cambio climático (IPCC, 2007, 2012, 2014); y ha recibido especial atención en las estrategias de mitigación ligadas a los riesgos hídricos: *Capacity Development to Support National Drought Management Policies* (UNW-DPC, 2015), *Water resources in Europe in context of vulnerability* (EEA, 2012a) y *Climate change, impacts and vulnerability in Europe* (EEA, 2012b).

Además, el Marco de Hyogo también explicita la necesidad de desarrollar metodologías e indicadores —sociales, económicos y ambientales— capaces de medir la vulnerabilidad a diferentes escalas como un factor clave que debe servir de base para la toma de decisiones y para comunicar los resultados al público y a las poblaciones en riesgo (UNISDR, 2005).

1.3.1. Precisiones conceptuales

Como resultado de la gran acogida del concepto de vulnerabilidad desde diferentes disciplinas que se han interesado por su estudio, existe una pluralidad de interpretaciones y definiciones que dificultan la existencia de un lenguaje común o de una definición universal (Adger, 2006; Birkmann, 2006; Birkmann *et al.*, 2013; Gallopín, 2006; Wolf, 2012). Como consecuencia, las diferentes interpretaciones de vulnerabilidad se han visto operativizadas en diversos marcos analíticos y modelos para analizarla y sistematizarla que han generado un amplio abanico de metodologías (Birkmann, 2006, 2013). Parece evidente que cualquier evaluación de la vulnerabilidad requiere primero un entendimiento claro del concepto y los componentes que la forman.

1.3.1.1. El concepto de vulnerabilidad

Las diferencias entre las distintas interpretaciones y definiciones de vulnerabilidad tienen que ver, de nuevo, con la forma de entender los vínculos entre el sistema social y el sistema natural y esta es la principal diferencia entre las necesidades, los métodos y las estrategias de investigación sobre vulnerabilidad (Berkes y Folke, 1998; Birkmann, 2006; Cutter, 1996; Gallopín, 2006).

Por un lado, en gran parte de la literatura técnica sobre el análisis de riesgos, la definición de vulnerabilidad se reduce a la mera exposición física de las poblaciones. Desde este punto de vista, la ecuación del riesgo se reduce a la combinación de amenaza y exposición, mientras que la vulnerabilidad se vincula al potencial de pérdidas humanas y económicas (Correia *et al.*, 1987; Mitchell, 1989; Alwang *et al.*, 2001). Por otro lado, un amplio número de trabajos realizados en el ámbito de las ciencias sociales interpreta la vulnerabilidad como condición social. El eje central de estas definiciones radica en la idea de que son las condiciones de los individuos y las poblaciones las que determinan en última instancia su predisposición a ser dañados (Dow, 1992; UNDP, 2004; Susman *et al.*, 2003). Por último, y ante el reconocimiento de las limitaciones de estos enfoques, surge una tercera aproximación que combina tanto los atributos de la exposición biofísica del riesgo como las condiciones sociales. En la Tabla 3 se sintetizan, a modo de ejemplo, algunas de las definiciones utilizadas desde ambos enfoques, que se discuten posteriormente.

De las interpretaciones de vulnerabilidad que se realizan desde ámbitos disciplinares como la física, la ingeniería y la probabilidad (definiciones 1 a 6 de la Tabla 3), el análisis de riesgos busca entender el impacto de las amenazas como una función de la exposición a los eventos peligrosos y la capacidad de respuesta de las entidades expuestas. La vulnerabilidad se interpreta en función de cómo se distribuyen los eventos peligrosos, cómo las poblaciones humanas ocupan las áreas “peligrosas” y cómo se evalúan los daños esperados. Este enfoque no tiene en cuenta la interacción entre sistemas, ni diferencia la vulnerabilidad entre los diferentes subsistemas y componentes expuestos (Turner *et al.*, 2003). Además, estas interpretaciones de vulnerabilidad no consideran el papel de las estructuras sociales, políticas y económicas que pueden conducir a diferentes exposiciones, consecuencias y vulnerabilidades (Cutter, 1996; Turner *et al.*, 2003).

Tabla 3. Definiciones de vulnerabilidad

Vulnerabilidad como exposición		
1	La vulnerabilidad expresa la severidad del fallo en términos de sus consecuencias y de los costes asociados.	Correia, Santos y Rodríguez (1987)
2	La vulnerabilidad es el potencial de pérdidas.	Mitchell (1989)
3	La vulnerabilidad de una entidad dada (sector, región, etc.) respecto al cambio global puede ser definida como el daño esperado debido a un fenómeno natural.	Corell, Cramer y Schellnhuber (2001)
4	La vulnerabilidad es el grado de pérdidas de un elemento expuesto al riesgo debido a la ocurrencia de un fenómeno de determinada magnitud, expresado en un valor entre 0 (sin daños) y 1 (pérdida total).	Cardona (2003)
5	La vulnerabilidad es la exposición de los individuos o grupos pasar soportar el estrés debido a cambios ambientales.	Alwang <i>et al.</i> (2001)
6	La vulnerabilidad se expresa como el grado de daño esperado, en una escala de 0 a 1, en función de la intensidad del evento peligroso.	UNDRO, 1991
Vulnerabilidad como condición social		
7	La vulnerabilidad es la diferente capacidad de los grupos e individuos para soportar los riesgos en base a su posición dentro del sistema físico y social.	Dow (1992)
8	La vulnerabilidad es una condición socio-económica. Es la razón por la cual los pobres y discapacitados son habitualmente las víctimas de los desastres.	Lewis, (1997)
9	La vulnerabilidad es el grado en el que diferentes clases sociales están expuestas al riesgo de manera diferente, tanto en términos de probabilidad de ocurrencia como en términos de capacidad de afrontar el riesgo.	Susman <i>et al.</i> (2003)
10	Condición humana o proceso resultante de factores físicos, sociales y económicos que determinan la probabilidad y la escala del daño de los impactos de un evento natural peligroso determinado.	UNDP (2004)
Vulnerabilidad como condición híbrida		
11	Condiciones determinadas por factores o procesos sociales, físicos, económicos y/o ambientales que aumentan la susceptibilidad de una comunidad al impacto de un peligro.	ISDR, 2004
12	Grado de susceptibilidad de un territorio o una sociedad a ser dañado debido a la exposición a una perturbación asociada a cambios naturales y/o sociales en ausencia de cap. de adaptación.	Adger, 2006

Fuente: Elaboración propia

Por su parte, las interpretaciones de vulnerabilidad como condición social parten de su reconocimiento como factor intrínseco del sistema social o humano y relacionan dicho concepto con las diferentes maneras que los individuos o grupos presentan para resistir y adaptarse a los cambios. En este caso, la vulnerabilidad social es resultado de las desigualdades sociales que provocan diferentes grados de susceptibilidad y de capacidad de respuesta a un determinado evento natural peligroso. Desde este punto de vista, algunos autores entienden la vulnerabilidad como una construcción social, cuyas raíces se sitúan en los procesos históricos, culturales y económicos de los distintos individuos y sociedades.

Algunos autores (Cutter, 1996; Adger, 2006) establecen una tercera vía para interpretar el concepto de vulnerabilidad que incluye aquellos estudios cuyo objetivo es integrar los determinantes biofísicos y sociales de la vulnerabilidad en un contexto geográfico y social determinado. Este enfoque enfatiza mucho más el papel de lo geográfico y de los análisis de sistemas socio-ecológicos particulares. Otros autores han propuesto otras clasificaciones para avanzar en la interpretación del concepto de vulnerabilidad. Por ejemplo, Chambers (2006) diferencia entre aquellas interpretaciones de la vulnerabilidad como producto de factores externos (factores ambientales que producen estrés) y aquellas que la interpretan como factores internos (indefinición y falta de medios para hacerle frente). O'Brien *et al.* (2004) hacen una revisión de las interpretaciones de vulnerabilidad sobre cambio climático e identifican dos líneas interpretativas diferentes, la vulnerabilidad como *end point* y la vulnerabilidad como *starting point*. La vulnerabilidad *end point* representa los impactos netos del cambio climático (para un nivel dado de cambio climático global), teniendo en cuenta que las posibles adaptaciones y las evaluaciones en esa línea están dirigidas hacia el desarrollo de políticas de mitigación. La vulnerabilidad de acuerdo con la interpretación de *starting point* pone el foco en los factores sociales internos de la vulnerabilidad hacia la variabilidad climática actual, que también reducirán la vulnerabilidad al cambio climático futuro. Esta interpretación concuerda en gran medida con el marco constructivista social y está orientada hacia el desarrollo de políticas de adaptación.

En un intento de establecer una definición general sobre vulnerabilidad, uno de los más recientes informe del IPCC (2014) define la vulnerabilidad como la predisposición o propensión a ser afectado adversamente. Esta definición, lejos de ser una definición concisa que permita disipar las ambigüedades derivadas del amplio abanico de

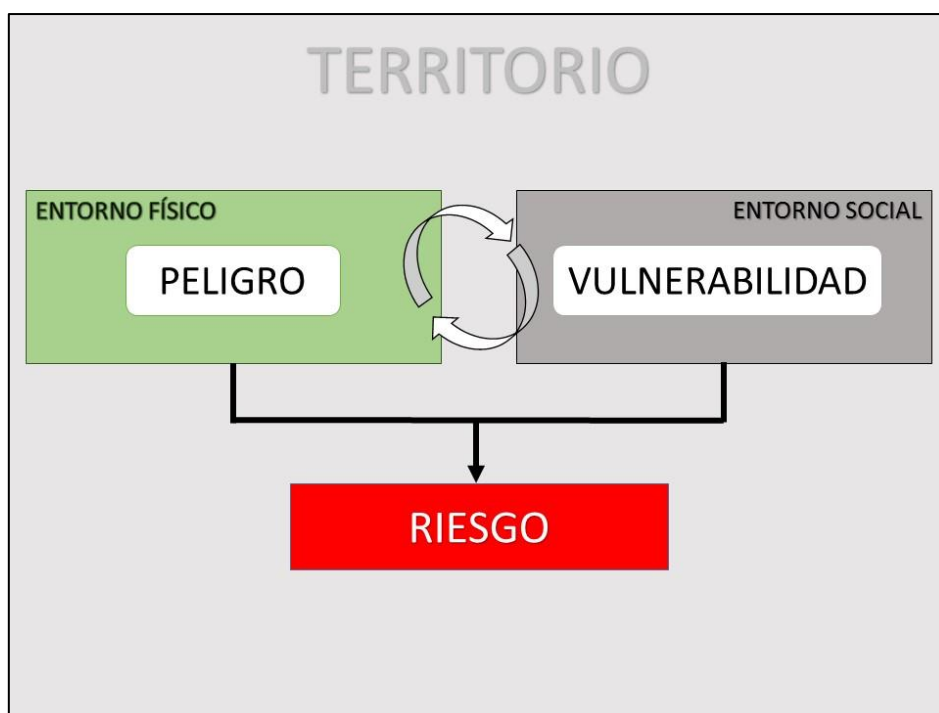
interpretaciones y definiciones antes comentadas, posibilita aún más distintas interpretaciones. Esto hace pensar que si el grupo de expertos del IPCC, quienes no solo utilizan sino que también promueven la evaluación de la vulnerabilidad como una de las herramientas para hacer frente a las consecuencias del cambio climático, no han sido incapaces de consensuar y articular una definición inequívoca sobre la vulnerabilidad que pueda guiar las metodologías prácticas de aplicación, es seguramente porque es una tarea imposible e incluso innecesaria. No por el hecho de no poder definir la vulnerabilidad, sino porque distintas disciplinas que se acercan al estudio de la vulnerabilidad la interpretan de maneras diferentes, por lo que el consenso sobre su definición se vuelve prácticamente utópico. En este sentido, la European Environmental Agency (EEA, 2012a) acepta la existencia de diferentes interpretaciones y definiciones del concepto, pero insta a realizar las aclaraciones oportunas antes de tratar de hacer operativo el término y proponer metodologías concretas, recomendación que se sigue en esta Tesis Doctoral.

De las diferentes interpretaciones del término de vulnerabilidad que se han presentado, se pueden extraer algunas conclusiones comunes que sirven de guía, por un lado, para explicitar la forma en la que este concepto se interpreta en este trabajo y, por otro, para justificar la metodología utilizada: i) La vulnerabilidad hace referencia a un concepto futuro. Es por tanto un concepto predictivo (Adger, 2006; Hinkel, 2011). Como consecuencia, la vulnerabilidad no puede ser medida de manera exhaustiva e inequívoca, sino deducida; ii) La vulnerabilidad es un proceso dinámico desde el punto de vista espacial y temporal (Birkmann, 2006; Birkmann, 2013; Ciurean *et al.*, 2013; Cutter *et al.*, 2003; Downing *et al.*, 2004; Vogel y O'Brian, 2004). No importa que las interpretaciones se orienten del lado de los factores sociales o de los naturales, ambos son elementos en continua evolución en el tiempo y en el espacio y, por tanto, también lo es la vulnerabilidad.; iii) La vulnerabilidad es dependiente del tipo de evento natural (Smit y Wandel, 2006; Birkmann, 2007, Ciurean *et al.*, 2013). Un mismo territorio o sociedad puede presentar diferentes vulnerabilidades a diferentes eventos naturales. Esta consideración es importante porque puede derivar en diferentes definiciones y metodologías en función del tipo de evento al que se refiera; iv) La vulnerabilidad es un elemento eminentemente geográfico, pues es el resultado del encuentro de los factores naturales y sociales que concurren en un marco territorial concreto (Cutter 1996; Cutter *et al.*, 2003; Calvo García-Tonel, 2001). Es por tanto dependiente de la escala espacial en la que se evalúe y v) La vulnerabilidad es, por

naturaleza, multifacética y para su consideración han de tenerse en cuenta las dimensiones sociales, ambientales, económicas e institucionales (Birkmann, 2013).

De la consideración de estos puntos comunes sobre la interpretación de la vulnerabilidad y partiendo de la ecuación del riesgo, ampliamente utilizada, se puede reinterpretar y actualizar dicha ecuación del riesgo como se presenta en la Figura 6.

Figura 6. La ecuación del riesgo



Fuente: Elaboración propia a partir de UNISDR, 2004

Vulnerabilidad y peligro son elementos mutuamente dependientes. Si no hay peligro no se puede ser vulnerable, de la misma manera que no existe un peligro si no hay una población expuesta y vulnerable. La vulnerabilidad por tanto “es el estado de realidad que subyace en el concepto de riesgo” (Alexander *et al.*, 2010) y el riesgo se define como el resultado del proceso de las relaciones dinámicas entre un evento natural peligroso y las condiciones vulnerables.

1.3.1.2. *El concepto de resiliencia*

Junto a la consideración de la vulnerabilidad, la construcción de sociedades resilientes ha sido, desde la Conferencia de Yokohama (1994), un elemento clave en el fortalecimiento de individuos, sociedades y sistemas para afrontar las situaciones cambiantes que se producen tanto en el entorno físico como en el entorno socio-económico. Aunque queda fuera del ámbito de esta Tesis entrar en un análisis pormenorizado del concepto de resiliencia y su uso en las estrategias de reducción del riesgo de desastres, se considera conveniente hacer algunas aclaraciones sobre el concepto y sobre cómo se relaciona con la vulnerabilidad, pues es habitual encontrarlos como conceptos que guían estrategias para la reducción de desastres, aunque en la mayoría de los casos no se establecen diferencias conceptuales entre ellos y en ocasiones es habitual verlos usados como distintas caras de una misma moneda cuando en realidad hacen referencia a conceptos diferentes.

El concepto de resiliencia surge en la década de los 60-70 del siglo XX en relación al estudio de poblaciones que actúan como depredador y presa y sus respuestas funcionales en relación con la teoría de la estabilidad ecológica (Holling, 1961; Morris, 1963). Definida inicialmente por Holling (1973: 14) desde el campo de la ecología como “medida de la persistencia de los sistemas y de su capacidad para absorber los cambios y alteraciones y seguir manteniendo las mismas relaciones entre las poblaciones o las variables de estado”, pronto empezó a extenderse más allá de la ecología a ámbitos como la antropología (Vayda y McCay, 1975), la economía ecológica (Common y Perrings, 1992) y la modelización de los sistemas complejos de los seres humanos en la naturaleza (Constanza *et al.*, 1993).

Una revisión sobre las distintas interpretaciones y definiciones sobre resiliencia se puede encontrar en Brand, F. y Jax, K. (2007), donde los autores realizan una diferenciación en función del grado de normatividad que incorporan (definiciones normativas, descriptivas o híbridas) y en función de su naturaleza (entre aquellas que son puramente ecológicas o aquellas que se han aplicado a otras disciplinas).

En el campo del análisis de los riesgos naturales todavía no existe consenso sobre una definición ni una manera universal de articular las metodologías de resiliencia (Birkmann, 2013; Cutter, 2008), pero sí parece haber cierto grado de acuerdo sobre la importancia que la resiliencia tiene en la capacidad de adaptación o la mejora de las funciones de un sistema

una vez que el evento ha ocurrido (Cutter, 2014). Desde el punto de vista de los sistemas socio-ecológicos, la resiliencia se describe como el conjunto de capacidades de la sociedad, las comunidades, los individuos o el propio sistema socio-ecológico para hacer frente a las consecuencias adversas y los impactos de los eventos naturales (Holling, 2003; Berkes *et al.*, 2003; Folke, 2006; IPCC, 2007; Birkmann, 2011, 2013).

El interés que el concepto ha despertado en las estrategias para la reducción de desastres ha provocado que en muchos casos las estrategias de resiliencia aparezcan ligadas y compartiendo escenario con las de vulnerabilidad. En efecto, ambos enfoques comparten el mismo origen —el reconocimiento de la componente social en el estudio de los riesgos— y unos objetivos comunes —la reducción de los daños asociados a los desastres naturales—. Este hecho, sumado a su extendido uso en diferentes disciplinas que se han interesado por su estudio, provoca que en ocasiones la resiliencia y la vulnerabilidad hayan sido interpretadas como las dos caras de una misma moneda (Folke *et al.*, 2002; IPCC, 2001; Kasperson y Kasperson, 2001). Normalmente esta idea parte de la asunción de que cuando un sistema pierde resiliencia se vuelve más vulnerable, de la misma manera que si aumenta su resiliencia disminuye su vulnerabilidad.

Gallopín (2006), también desde el enfoque de los sistemas socio-ecológicos, reconoce que cuando aumenta la resiliencia de un sistema disminuye su vulnerabilidad, pero dicha relación no implica necesariamente simetría. Para argumentar esta réplica, Gallopín parte de la interpretación de vulnerabilidad en función de la exposición, la sensibilidad y la capacidad de adaptación. En primer lugar, expone que la resiliencia no incluye la exposición, aunque reconoce que el aprendizaje y la experiencia obtenida por exposiciones históricas pueden ser utilizadas para aumentar la resiliencia del sistema. En segundo lugar, argumenta que la relación entre sensibilidad y resiliencia no está clara. Un sistema poco sensible puede ser poco vulnerable y también poco resiliente. En este caso, la relación antagónica de la vulnerabilidad y la resiliencia no se sostiene. Por último, reconoce una relación entre la resiliencia y la capacidad de adaptación, en la que la primera parece ser una componente de la segunda, al menos en los sistemas sociales.

Además, mientras que la resiliencia pone el foco en los impactos y las situaciones de crisis, donde el control sobre el sistema es limitado, la vulnerabilidad enfatiza la prognosis. Si,

utilizando la clasificación de O'Brien *et al.* (2005), se define la vulnerabilidad como resultado, la interpretación de ambos conceptos como antagónicos puede discutirse; si se considera la vulnerabilidad como un proceso, los conceptos no tienen relación alguna. Mientras que la resiliencia es sinónimo de recuperación, de retorno al estado original de un sistema después del impacto (es decir, el impacto es necesario), el objetivo de la gestión del riesgo a través de los análisis de vulnerabilidad es precisamente evitar que ese impacto ocurra, aunque se acepte que no siempre se puede evitar.

Otro elemento aún sin resolver acerca del significado de la resiliencia es su relación con la capacidad de adaptación y la capacidad de respuesta. Estos conceptos también aparecen repetidamente en los trabajos sobre riesgos naturales y sus diferentes interpretaciones pueden generar confusión.

Habitualmente los términos de adaptación y capacidad de respuesta se utilizan como sinónimos en el estudio de los riesgos (Smit y Wandel, 2006) y también en los estudios sobre cambio climático (Gallopín, 2006). Sin embargo, el uso de estos términos como sinónimos puede generar errores y confusiones que pueden tener importancia a la hora de aplicar estrategias para hacer frente a los riesgos y a los desastres. Por eso, en este trabajo, los términos de adaptación y capacidad de adaptación no se utilizan como sinónimos, sino que el concepto de adaptación se interpreta de una manera más amplia, que incluye aquellas estrategias que incorporan:

- La capacidad de respuesta (*coping capacity*) a una perturbación en el corto plazo, que se define en función de la habilidad de los individuos, grupos, organizaciones o sistemas para usar sus propios recursos y gestionar las emergencias, los desastres o las condiciones adversas que pueden generar daños derivados de un evento natural peligroso (Welle *et al.*, 2013).
- La capacidad de adaptación (*adaptive capacity*), que incluye las capacidades, medidas y estrategias que permiten a las comunidades cambiar y transformarse para afrontar las consecuencias negativas esperadas (O'Brien y Vogel, 2003).

1.3.2. Evolución en los estudios de vulnerabilidad

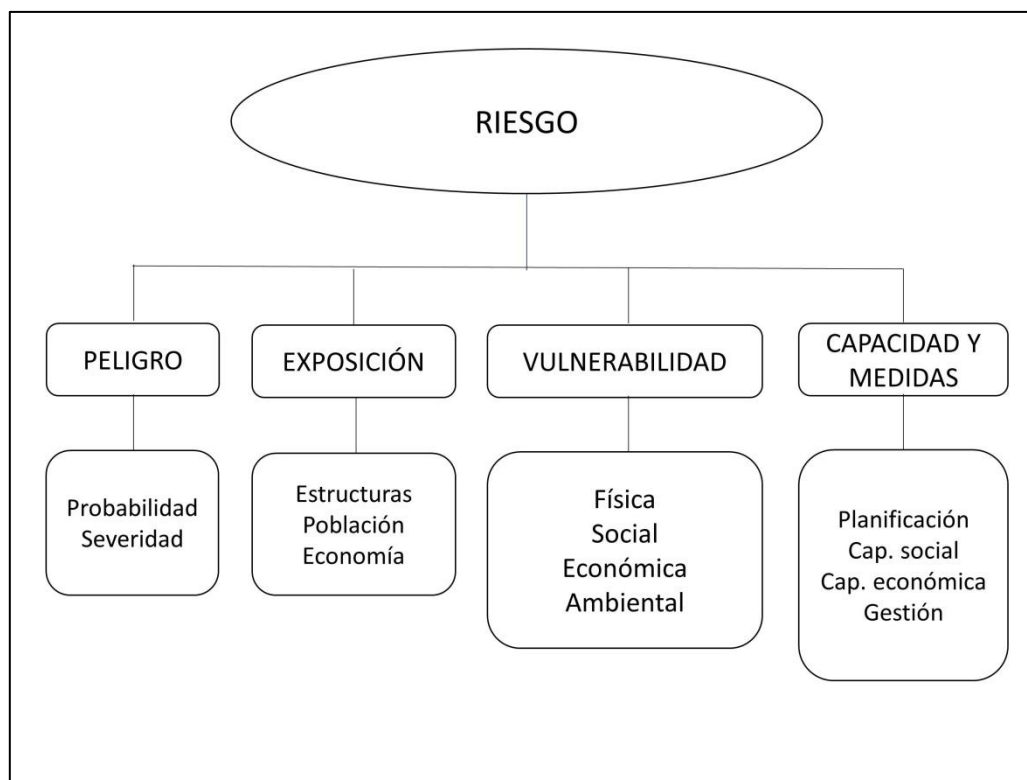
Si bien es cierto que en ocasiones es difícil separar los distintos enfoques de vulnerabilidad, puesto que muchos de ellos hacen alusión a varias dimensiones, en este trabajo se propone una clasificación de estos enfoques en función de la naturaleza de los elementos que han centrado su atención. En este sentido, se proponen tres categorías diferentes: i) los enfoques derivados de las teorías clásicas del riesgo, que se centran en la exposición y asocian la vulnerabilidad a la cantidad de pérdidas ii) los enfoques derivados de las interpretaciones de la ecología humana y la política económica, que centran la atención en los aspectos sociales que generan diferentes vulnerabilidades y iii) aquellos enfoques que tratan la vulnerabilidad desde un enfoque híbrido.

1.3.2.1. *La lectura física de la vulnerabilidad*

En relación a los estudios de vulnerabilidad frente al riesgo de desastre, las primeras aproximaciones que tratan de dar una explicación de los riesgos a través de las interacciones entre medio ambiente y sociedad parten del acercamiento de la geografía a la ecología humana, con la popular obra de Gilbert F. White *Human Adjustment to Floods* (1945), uno de los primeros trabajos donde el riesgo natural se interpreta como un proceso que surge de la relación entre un sistema natural y un sistema humano.

Desde el enfoque del modelo tradicional de análisis de riesgos (Figura 7) la vulnerabilidad se conceptualiza a través de la relación dosis–respuesta entre un riesgo exógeno a un sistema y sus efectos adversos (Dilley y Boudreau, 2001; Downing y Patwardhan, 2003; Füssel y Klein, 2006). La vulnerabilidad se entiende como un componente más dentro del contexto de los riesgos. Davidson (1997) propone un marco conceptual en el que el riesgo se considera como la suma de peligro, exposición, vulnerabilidad y las capacidades y medidas dispuestas para resistir dicho peligro.

Figura 7. La vulnerabilidad en el enfoque tradicional del análisis de riesgos



Fuente: Traducido de Birkmann, 2006

Desde este enfoque, los análisis de vulnerabilidad se centran en la determinación de los daños que podría sufrir la población, las infraestructuras u otros elementos si experimentarían algún nivel de peligro (Ojeda *et al.*, 2008; Ojeda *et al.*, 2011). Esta interpretación es utilizada por los primeros trabajos desarrollados por Naciones Unidas que tratan de evaluar y cuantificar la vulnerabilidad frente a los distintos tipos de desastre. En esta línea, Coburn *et al.* (1991) proponen una evaluación de la vulnerabilidad frente a los distintos riesgos naturales y diferencian entre los posibles daños sobre los elementos vulnerables tangibles (como edificios, cosechas, abastecimiento de agua, bosques, etc.) y los elementos intangibles (como la cohesión social o las estructuras comunitarias), de forma que reducen su cuantificación al índice esperado de pérdidas. Estas primeras aproximaciones metodológicas de la vulnerabilidad no se alejan demasiado de las evaluaciones tradicionales de los riesgos naturales, pues mantienen la idea reduccionista de limitar el valor numérico en función de las pérdidas esperadas, sin prestar mucha atención a las causas que generan dichas pérdidas. Sin embargo, supone un importante avance conceptual, al separar el marco de evaluación al fenómeno físico e introducir el elemento natural en la formulación del desastre.

1.3.2.2. *La lectura social de la vulnerabilidad*

Las aproximaciones y enfoques de la vulnerabilidad como condición social están influidas por las ideas de la ecología humana y la economía política y, aunque existen diferencias entre las distintas aproximaciones sobre las interpretaciones de las causas que generan las condiciones vulnerables, el rasgo común a todas ellas es que consideran la vulnerabilidad como resultado de condiciones sociales y políticas. En el ámbito de la investigación sobre desastres, la vulnerabilidad social se interpreta como el producto de las desigualdades sociales y los factores sociales que influyen o dan forma a la susceptibilidad de los diferentes grupos al daño y que también rigen su capacidad de respuesta (Cutter *et al.*, 2003).

1.3.2.2.1. **La teoría de los derechos**

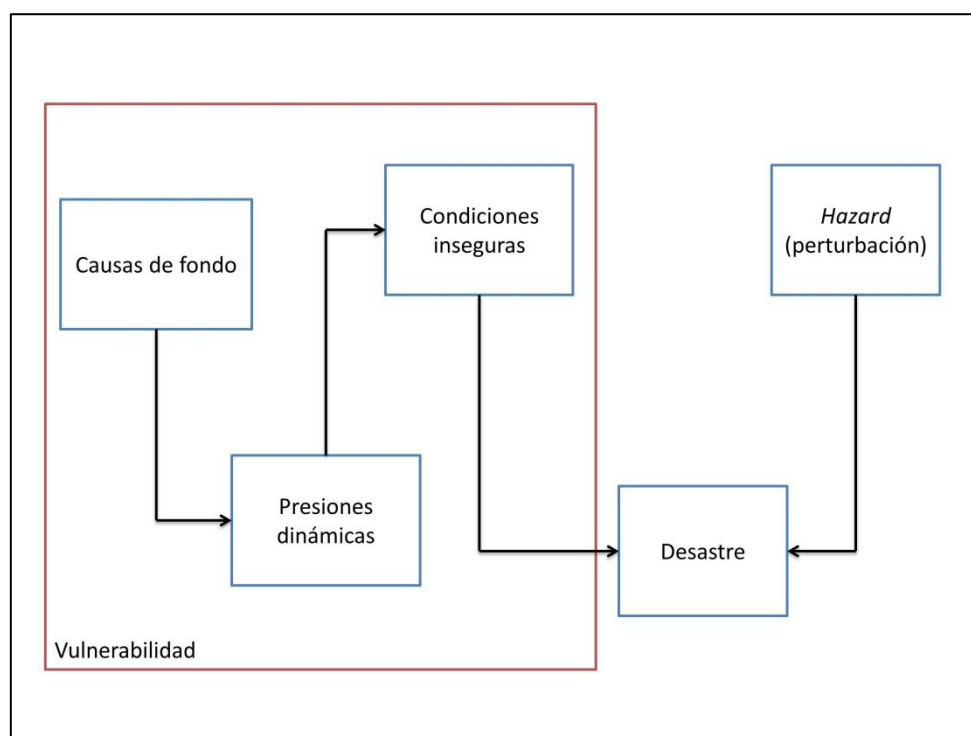
El enfoque de la teoría de los derechos (Sen, 1980) y su vinculación con la vulnerabilidad es, según Adger (2006), junto a las ideas planteadas desde la comunidad interesada en el riesgo de desastres, uno de los semilleros sobre los que se han desarrollado los actuales avances teóricos y metodológicos sobre la vulnerabilidad. Desde este enfoque, se interpreta que los distintos sistemas humanos presentan diferentes sensibilidades a las amenazas y a los procesos de estrés y que estas características de los individuos o grupos humanos están fuertemente ligadas a los derechos, que representan los recursos reales y potenciales disponibles para las personas (Turner *et al.*, 2003). El énfasis sobre las condiciones de vulnerabilidad se centra en la demanda efectiva de alimentos, así como en sus métodos de obtención. Desde esta teoría se puede vincular la falta de alimentos a los impactos provocados por sequías, plagas e inundaciones, sin embargo no es capaz de explicar por qué la falta de alimentos o derechos se da también incluso en ausencia de desastres (Adger, 2006).

1.3.2.2.2. **Modelo *Pressure and Release* (PAR)**

El modelo *Pressure and Release* (PAR) se basa en la ecuación del riesgo expresado como la combinación de vulnerabilidad y exposición a un peligro. De esta manera, el riesgo puede ser visto como un proceso que incluye unas presiones (*pressure*), por un lado, y unas oportunidades para rebajar esas presiones por otro (*release*) (Wisner *et al.*, 2004). La idea de *release* ejemplifica la atenuación de la presión por medio de la reducción de la vulnerabilidad.

Este enfoque se centra en la identificación de las fuerzas motrices que generan la vulnerabilidad y en las condiciones existentes en un sistema que contribuyen a que un riesgo pueda acabar en desastre (Ciurean *et al.*, 2013). La vulnerabilidad es el resultado de un proceso que opera a tres niveles diferentes: las causas de fondo, las presiones dinámicas y las condiciones inseguras. Las causas de fondo se asocian con los procesos económicos, demográficos y políticos, como por ejemplo las cuestiones relativas al acceso al poder o los recursos, relacionados con ideas políticas y sistemas económicos. Las presiones dinámicas hacen referencia a todos los procesos que transforman y/o canalizan las causas de fondo hacia condiciones inseguras en un contexto determinado. Ejemplos de causas dinámicas pueden ser, por ejemplo, los cambios sociales y demográficos en un contexto determinado. Como condiciones inseguras, los autores diferencian entre aquellas físicas (localizaciones peligrosas de actividades o asentamientos, debilidad de infraestructuras), económicas (bajos niveles de ingresos, modos de vida), sociales (grupos más vulnerables) e institucionales (falta de preparación, ausencia de instituciones).

Figura 8. Marco de análisis según modelo PAR



Fuente: Traducido de Turner *et al.*, 2003

La idea que se desprende de este enfoque es que la medición de la vulnerabilidad debe ir más allá de las condiciones inseguras para identificar las presiones dinámicas y finalmente las causas de fondo que hacen a las poblaciones vulnerables. Mientras no se identifiquen y traten los problemas de fondo, no podrán reducirse las vulnerabilidades (Ciurean *et al.*, 2013).

Una de las principales críticas al modelo *PAR* es que los elementos a los que hace referencia están sometidos a continuos cambios en el mundo real que dificultan la posibilidad de identificar y verificar las conexiones entre las causas de fondo, las presiones dinámicas y las condiciones inseguras de una manera operativa (Birkman *et al.*, 2013). Además, también se cuestiona el carácter estático que infravalora la retroalimentación entre el sistema social y el sistema natural, considerándose un enfoque excesivamente antropocéntrico que proporciona poco detalle sobre la cadena causal del peligro (Turner *et al.*, 2003). La interpretación que el modelo *PAR* ofrece sobre la vulnerabilidad está mucho más alineada con el debate de la relación entre sostenibilidad y desastres naturales que con la literatura sobre metodologías de aplicación a marcos metodológicos de vulnerabilidad e invita a ampliar el análisis de las causas globales que hacen a los sistemas locales vulnerables.

1.3.2.2.3. Modelo de acceso

A partir de las críticas que recibe el modelo *PAR* acerca de la poca o nula consideración que se le da a la forma en que los peligros influyen en la vulnerabilidad, Blaike *et al.* (1994) proponen un modelo alternativo: el modelo de acceso. Este nuevo modelo sigue poniendo el énfasis de la vulnerabilidad en las condiciones sociales, pero incluye en el análisis la particularidad de los diferentes eventos naturales a la hora de analizar cómo los sistemas sociales crean unas situaciones en las que las amenazas tienen un impacto diferencial sobre diversas sociedades o grupos dentro de la sociedad. Fundamentalmente se centra en la distribución de la riqueza y el poder y en cómo estos factores determinan el nivel de vulnerabilidad de diferentes personas, al convertir unos fenómenos naturales, tales como sequías, plagas, etc., en desastres para una parte de la población.

Un error común en la interpretación de este enfoque puede ser el de considerar vulnerabilidad y pobreza como sinónimos. Mientras el enfoque de la pobreza solo describe

las situaciones particulares de personas, familias o grupos en referencia a la insuficiencia de capacidades (Sen, 2000), sin entrar a valorar los procesos causales que les dan origen, la vulnerabilidad hace referencia al carácter de las estructuras e instituciones económicas sociales y al impacto diferenciado que estas tienen sobre personas o comunidades. La inclusión de la naturaleza en el modelo estriba en la idea de que la naturaleza forma parte de la estructura social de la sociedad, especialmente a través del uso de recursos naturales para las actividades económicas, y se centra en la forma en que surgen las condiciones inseguras en relación con los procesos económicos y políticos que asignan activos, ingresos y otros recursos en una sociedad. El papel de las amenazas en este enfoque se incluye en la consideración de los impactos al afectar el patrón de activos y medios de vida de la población (por ejemplo, afectando la distribución de la tierra y la propiedad después de inundaciones).

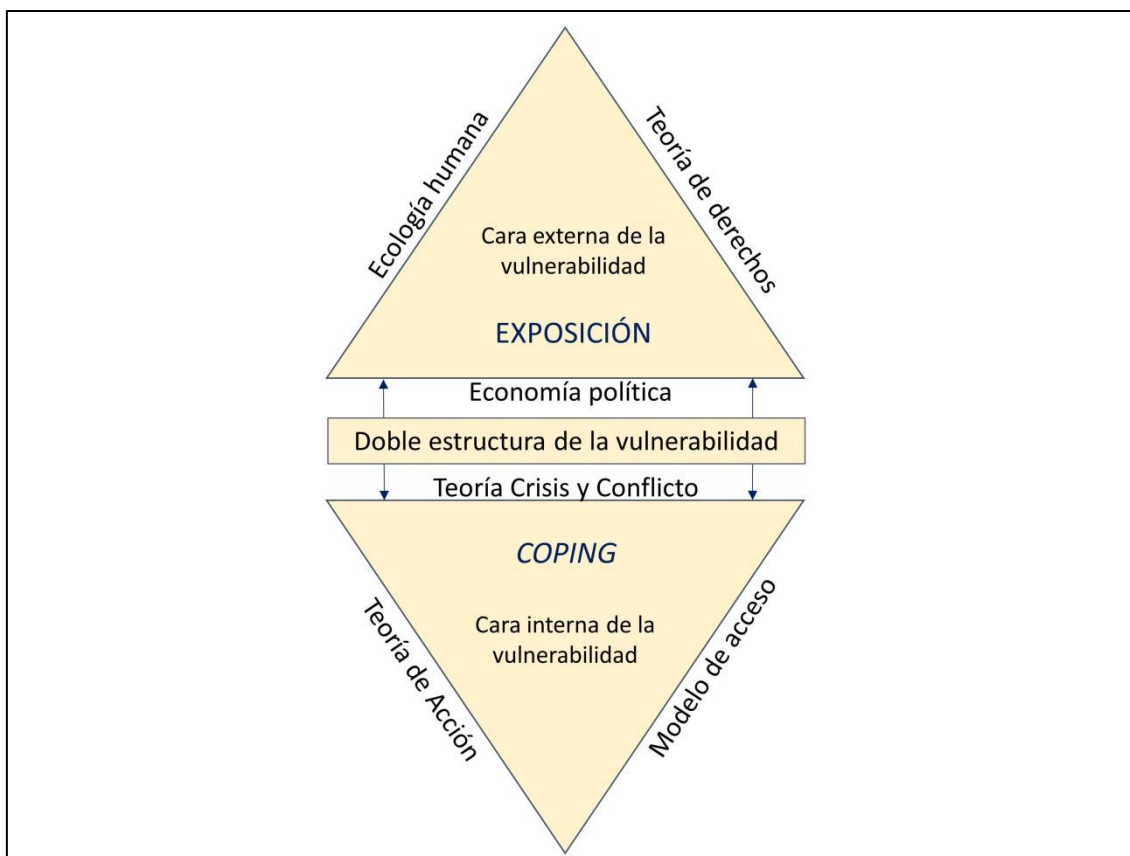
Pese a que se plantea como un enfoque integrador, y en buena parte resulta novedoso cuando introduce ideas sobre la relación de los desastres con la vulnerabilidad, el “acceso” se define como la posibilidad de un individuo, familia, grupo, clase o comunidad de usar recursos que se requieren directamente para asegurar la subsistencia y esto siempre se basa en relaciones económicas y sociales, que incluyen generalmente las relaciones sociales de producción, género, etnicidad, estatus y edad. La caracterización de la vulnerabilidad se interpreta como resultado de las condiciones sociales y además en cómo estas pueden generar diferentes vulnerabilidades. Este marco resulta interesante para conocer las diferentes vulnerabilidades que hay dentro de una sociedad con diferencias importantes de acceso a los recursos entre los individuos atendiendo exclusivamente a las características sociales de estos (edad, raza, género).

1.3.2.2.4. La doble estructura de la vulnerabilidad

Bhole (2001) propone el modelo de la doble estructura de la vulnerabilidad, en la que esta puede ser vista como un constructo de dos caras. Una cara externa, que representa la exposición al riesgo y el shock, que está influida por la economía política (desigualdades sociales, inequidad), las perspectivas de la ecología humana (dinámicas poblacionales y capacidad ambiental de gestión) y la teoría de los derechos (incapacidad de las personas para obtener o gestionar los activos a través de medios económicos legítimos). Por otro lado, la cara interna, que Bohle llama *coping*, se refiere a la capacidad de anticiparse, hacer

frente, resistir y recuperarse del shock. Esta cara está influida por la teoría de la crisis y el conflicto (control de activos y recursos, capacidades para gestionar las crisis y resolver conflictos), la teoría de los modelos de acción (cómo las personas actúan y reaccionan libremente como resultado de limitaciones sociales, económicas o gubernamentales) y el modelo de acceso (capacidad de mitigación en función del acceso a los recursos).

Figura 9. Diagrama de la doble estructura de la vulnerabilidad



Fuente: Traducido de Bhole, 2001

En esta interpretación, la exposición va más allá de la mera exposición espacial, ya que incluye los parámetros relacionados con el derecho y la ecología humana y el énfasis de la vulnerabilidad se centra en las condiciones sociales e institucionales más que en las diferencias sociales y económicas entre individuos.

1.3.2.3. Nuevos enfoques híbridos sobre la vulnerabilidad

Los enfoques sobre la vulnerabilidad presentados hasta ahora han estado orientados en función de las diferentes interpretaciones que los distintos campos de investigación han

dado a los riesgos. Desde el enfoque tradicional de los riesgos, la vulnerabilidad se interpreta como el resultado posible de pérdidas y daños debidos a la exposición de un peligro externo, mientras que desde los enfoques sociales, la vulnerabilidad se interpreta como un atributo interno de la sociedad que genera diferentes vulnerabilidades entre los individuos o poblaciones expuestas. Ambos enfoques introducen importantes ideas en la manera de analizar las causas que generan los desastres; sin embargo, el carácter reduccionista que ambos enfoques ofrecen sobre la vulnerabilidad y su interpretación, en la mayoría de los casos como resultado de una serie de atributos, marginan la introducción en los análisis de los procesos de relaciones entre el componente físico y el componente social responsable de las diferentes vulnerabilidades. A finales de los años noventa comienza el desarrollo de nuevos marcos teóricos y metodológicos que tratan de abarcar el análisis de la vulnerabilidad desde un enfoque holístico.

1.3.2.3.1. El enfoque holístico

Uno de las propuestas más interesantes es la de Cardona (2001) y Cardona y Hurtado (2000), donde se incluyen modelos diferentes y nuevas dimensiones en la consideración de la vulnerabilidad. Concretamente caracteriza la vulnerabilidad en función de tres componentes:

- *Exposición física y susceptibilidad*: que es dependiente de cada tipo de riesgo y se considera como la parte *hard risk*.
- *Fragilidad de los sistemas socio-económicos*: que se considera como una de las partes que generan el *soft risk* y no es dependiente del tipo de riesgo.
- *Ausencia o debilidad de resiliencia o capacidad de adaptación*: que se considera como la parte que determina el *soft risk* y tampoco es dependiente del riesgo.

Este enfoque diferencia entre impactos directos, derivados de la exposición y la sensibilidad, e impactos indirectos (fragilidad socio-económica y ausencia de resiliencia) de los peligros potenciales. Su principal aportación es el intento de analizar de una manera comprensiva las causas de la vulnerabilidad. La principal controversia del modelo es la diferenciación entre *hard risk* y *soft risk* (Birkmann *et al.*, 2013; Ciurean *et al.*, 2013). Sobre la base de estas críticas, Carreño *et al.* (2005, 2007a, 2007b) han desarrollado una nueva versión del modelo holístico en el que redefinen los conceptos de *hard risk* y *soft risk*. El concepto de *hard risk* se sustituye por los daños físicos, dependientes de la exposición y la

sensibilidad, mientras que el *soft risk* queda redefinido como el factor de impacto en función de las fragilidades socio-económicas y la ausencia o debilidad de resiliencia o capacidad de adaptación del sistema para hacer frente a un desastre y recuperarse.

La ecuación final del riesgo del enfoque holístico (tanto el propuesto por Cardona como la revisión de Carreño) queda también definida en función del peligro y de la vulnerabilidad, pero esta vez se incluye la retroalimentación entre ambos componentes y la necesidad de establecer medidas tanto correctivas como proactivas.

1.3.2.3.2. El proyecto MOVE

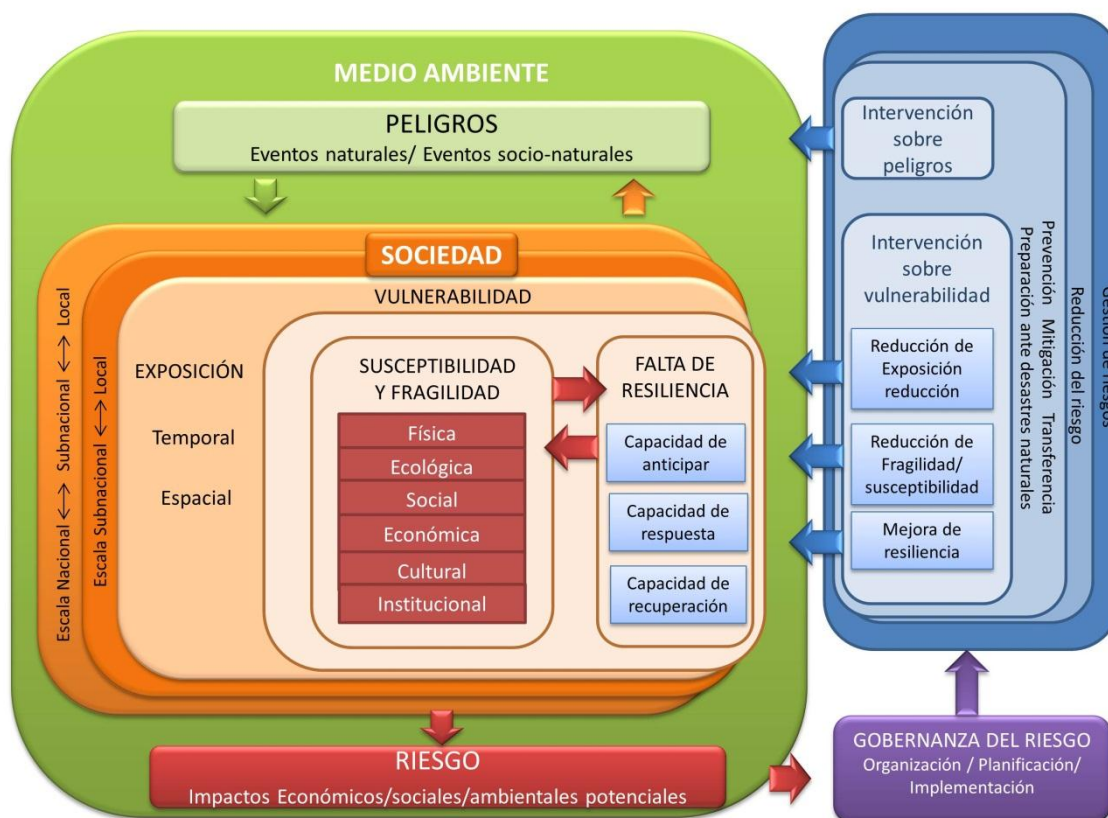
Esta idea sobre la dinámica entre los elementos que configuran el peligro y los que configuran la vulnerabilidad se enfatiza en la propuesta metodológica surgida del seno del proyecto MOVE³ (Alexander *et al.*, 2011). En este proyecto se amplía la discusión sobre los procesos dinámicos que envuelven a las diferentes dimensiones de la vulnerabilidad y las retroalimentaciones entre estas y los procesos naturales.

Una de las principales aportaciones del proyecto MOVE respecto a otros marcos metodológicos de evaluación de vulnerabilidad, es la introducción de un marco conceptual de fondo en que analizar las causas de la vulnerabilidad. Para ello el proyecto MOVE propone en primer lugar, partir de la identificación de los principales elementos del sistema socio-ecológico en el que se enmarca un determinado riesgo (inundaciones, olas de calor, tsunamis, etc.), para a partir de ahí concretar el análisis de las condiciones que hacen a las distintas poblaciones vulnerables.

El punto de partida teórico del proyecto MOVE (Figura 10) es que la sociedad forma parte de un contexto ambiental más amplio y no solo se debe tener en cuenta su relación con los desastres. Este enfoque caracteriza la vulnerabilidad en función de tres conceptos clave (exposición, susceptibilidad y ausencia de resiliencia o capacidad de adaptación), que están determinados por diferentes dimensiones (física, social, cultural, institucional, económica, etc.).

³ Methods for the improvement of vulnerability assessment in Europe (<http://www.move-fp7.eu>)

Figura 10. El marco de la vulnerabilidad del proyecto MOVE

Fuente: Traducido de Alexander *et al.*, 2010

Este modelo introduce el término *coupling* (enganche) para resaltar la idea de que cualquier riesgo es definido por la interacción de los peligros con los sistemas sociales, de la misma manera que los sistemas sociales están influidos por la manera de percibir los peligros y los contextos donde se presenta dicho peligro. Esta idea, que como se ha defendido a lo largo del texto es fundamental desde el punto de vista de la gestión de los riesgos se aborda desde el proyecto MOVE a través de la gobernanza del riesgo para la definición de las estrategias de adaptación.

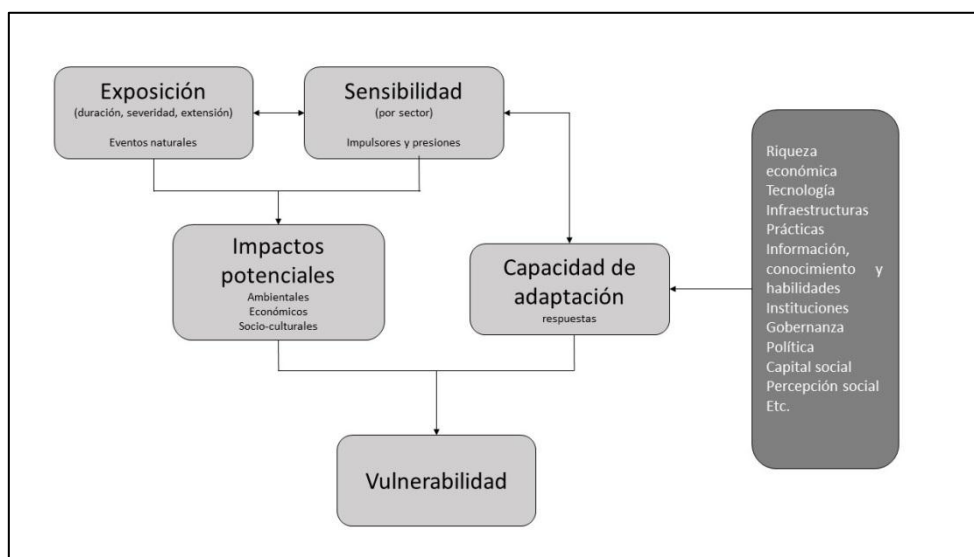
1.3.2.3.3. Los trabajos del IPCC

En los trabajos de cambio climático, la introducción de la vulnerabilidad ha ocupado un lugar central en las estrategias de mitigación y adaptación (IPCC, 2001; 2007, 2012, 2014) y las propuestas teóricas y metodológicas sobre vulnerabilidad que en los sucesivos documentos del IPCC se plantean suponen una de las principales referencias en distintos

trabajos de vulnerabilidad sobre riesgos concretos, suponiendo una referencia básica (Füssel, 2007; Ciurean *et al.*, 2013; Adger, 2006; Birkman, 2013)

Desde las estrategias de mitigación y adaptación al cambio climático desarrolladas por el IPCC, la vulnerabilidad se ha definido como el resultado de la combinación entre los impactos y la capacidad de adaptación de un sistema para hacer frente a las consecuencias adversas derivadas del cambio climático (Füssel y Klein, 2006). Desde este punto de vista, la vulnerabilidad en los trabajos del IPCC se interpreta como el resultado de la variabilidad climática provocada por el cambio climático global, que determina la exposición, la sensibilidad y la capacidad de adaptación del sistema.

Figura 11. Marco de la vulnerabilidad del IPCC



Fuente: Traducido de IPCC, 2012

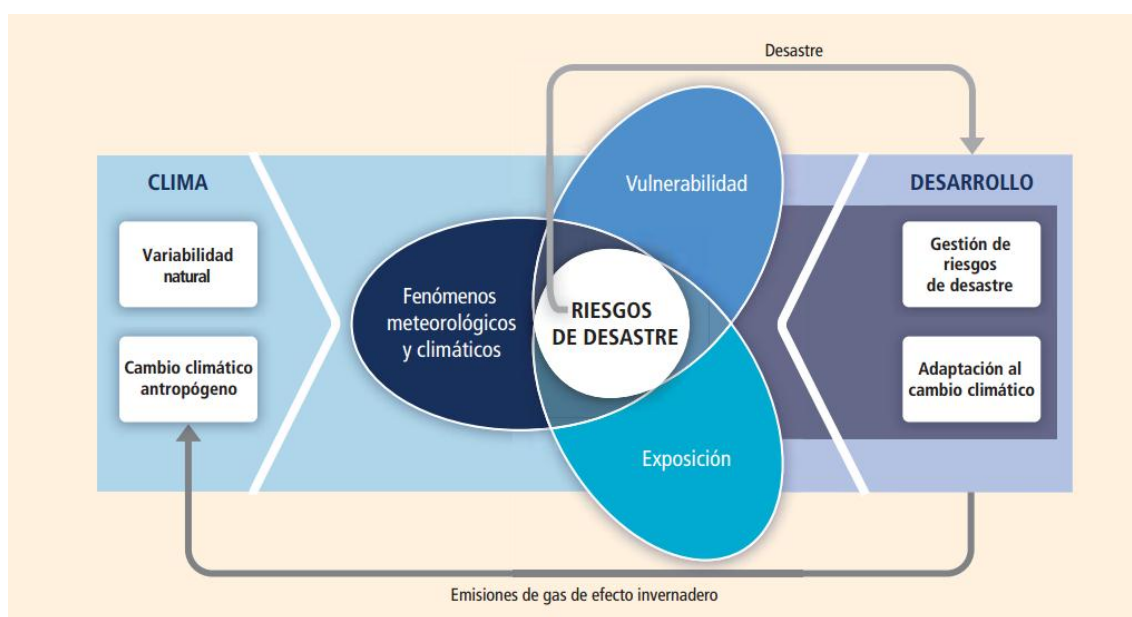
Aunque el objetivo principal de las investigaciones, interpretaciones y definiciones sobre vulnerabilidad asociada al cambio climático y a los riesgos presentan algunas diferencias, la operatividad de la vulnerabilidad se hace utilizando metodologías e indicadores similares en ambos casos (Füssel y Klien, 2006; Costa y Kropp, 2013).

Según Ciurean *et al.* (2013) la diferencia más significativa en el concepto de vulnerabilidad en las investigaciones sobre riesgos y en la comunidad del cambio climático está ligada a la pregunta de si la vulnerabilidad también abarca las características físicas del cambio climático o no. Según la definición del cuarto informe del IPCC (2007), la definición de vulnerabilidad abarca la tasa y la magnitud del cambio climático y por tanto se integra el

cambio climático físico en la categoría de exposición, que claramente orienta la evaluación de la vulnerabilidad hacia los mecanismos del análisis tradicional del riesgo.

En el año 2012, con el objetivo de mejorar la investigación sobre los efectos del cambio climático y de reducir los riesgos derivados, el IPCC realiza un informe orientado exclusivamente a la integración de las metodologías de vulnerabilidad asociadas al cambio climático con los riesgos naturales (IPCC, 2012). En este informe se reconoce que el clima y los eventos climáticos derivados del cambio climático que producen eventos extraordinarios, no conducen necesariamente a desastres, sino que estos solo pueden ocurrir cuando los eventos extremos tienen la capacidad de afectar a poblaciones expuestas que son potencialmente vulnerables a dichos impactos. El esquema de integración entre los efectos de la variabilidad derivada del cambio climático y los riesgos naturales se presenta en la Figura 12.

Figura 12. Esquema relacional entre cambio climático y riesgos naturales



Fuente: IPCC, 2012: 2

Según este esquema, el cambio climático y la variabilidad climática pueden influir y producir eventos naturales que pueden ser peligrosos (*amenazas*), mientras que los procesos de desarrollo son los que determinan la exposición y la vulnerabilidad de las sociedades o sistemas. Además, enfatiza el papel fundamental que dentro de los procesos de desarrollo tienen las estrategias de gestión del riesgo y las de adaptación al cambio climático para

reducir el riesgo de desastres. Al mismo tiempo, el desarrollo socio-económico puede incrementar el cambio climático antropogénico aumentando (o no reduciendo) las emisiones de Gases de Efecto Invernadero (GEI), de la misma manera que los propios desastres pueden influir en los procesos de desarrollo.

El marco propuesto no introduce un cambio operativo significativo para la evaluación de la vulnerabilidad, pero sí supone un avance importante en relación a la necesidad de focalizar las estrategias de mitigación y adaptación hacia el vínculo existente entre el sistema climático (que no crea, *per se*, los desastres) y los procesos de desarrollo y para entender el riesgo de desastre. Según este punto de vista, la reducción de la vulnerabilidad supone un elemento clave en las estrategias de mitigación y adaptación a los riesgos derivados del cambio climático (IPCC, 2012).

1.3.3. Retos y oportunidades en el estudio de vulnerabilidad

Como se ha discutido en los apartados anteriores, en las últimas décadas se han realizado importantes avances en la forma de entender y aproximarse a los riesgos naturales, donde la introducción de la vulnerabilidad ha ocupado un lugar central en los debates teóricos sobre mitigación del riesgo de desastre. Sin embargo y a pesar de los notables avances realizados en los últimos años, en la literatura internacional se reconoce que el debate teórico todavía no se ha trasladado a marcos metodológicos que permitan operativizar la evaluación de la vulnerabilidad (Ciurean *et al.*, 2013, Cutter *et al.*, 2009; Birkmann, 2013). Las principales dificultades que se destacan en la literatura para alcanzar dicho fin se presentan a continuación.

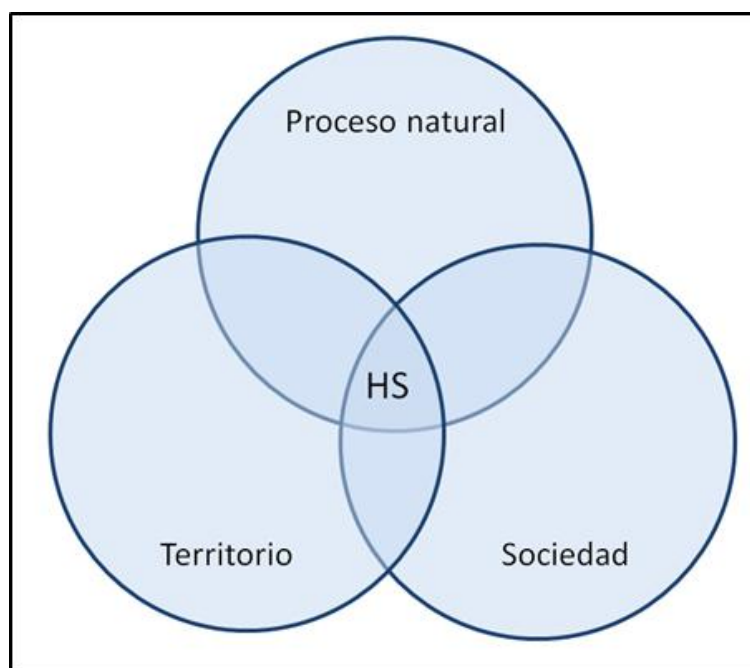
En primer lugar, las dificultades que plantea la pluralidad de interpretaciones y definiciones sobre la vulnerabilidad suponen una dificultad a la hora de concretar los modelos teóricos en marcos metodológicos operativos comunes. Birkman (2006) expone que estamos tratando de medir algo que todavía no hemos sido capaces de definir.

En segundo lugar, el crecimiento económico y las dinámicas poblacionales someten los elementos expuestos al riesgo a continuos cambios espaciales y temporales que son excluidos en el desarrollo de modelos de carácter estático. La falta de consideración de estas dinámicas se erige como uno de los principales motivos por los que todavía se

registran un número considerable de pérdidas asociadas a eventos naturales a pesar de los grandes esfuerzos realizados para la mitigación de los impactos (Fuch *et al.*, 2013). Esta falta de consideración de las dinámicas propias de los sistemas socio-ecológicos en la que se presentan los riesgos no permite entender adecuadamente las dinámicas del riesgo. Algo fundamental de los enfoques integrales de vulnerabilidad es la consideración de esta como algo dinámico y, por tanto, su análisis no puede reducirse a la identificación de sus deficiencias, sino que tiene que tener en cuenta los ciclos de retroalimentación potenciales (Birkmann *et al.*, 2013).

Por otro lado, Khan (2012) señala que otra de las principales deficiencias para operativizar la evaluación de la vulnerabilidad reside en la inadecuada consideración del *hazardscape* o de los territorios de riesgo (Calvo García-Tonel, 2001), que tiene mucho que ver con la progresiva globalización de las respuestas a los peligros en detrimento de la búsqueda de las variaciones locales de vulnerabilidad. El *hazardscape* se define como el marco espacial y temporal en el que convergen la posibilidad de ocurrencia de uno o más eventos peligrosos con una sociedad susceptible de recibir los posibles impactos.

Figura 13. Diagrama de Venn para el *hazardscape*



Fuente: Elaboración propia a partir de Khan, 2012

Fuchs *et al.* (2012) afirman que el *hazardscape* debería ser la unidad de trabajo en el estudio de los riesgos, de escala variada, donde se manifiestan los aspectos físicos y sociales del riesgo. Desde este punto de vista, “una visión holística del *hazardscape* podría contribuir a la comprensión tanto de las causas de los desastres como a las deficiencias en las prácticas de respuesta en curso, y por lo tanto podría conducir a una planificación más eficaz. Su connotación geográfica también conserva el valor del conocimiento basado en el lugar, mientras mantiene el uso del marco eco sistémico para observar los cambios en diferentes niveles y escalas” (Khan, 2012: 3785).

1.3.4. El uso de los conceptos en esta Tesis Doctoral

Como se ha discutido a lo largo de todo el capítulo, las distintas definiciones y formas en las que se interpretan los conceptos de riesgo y vulnerabilidad suponen una dificultad importante a la hora de establecer marcos de análisis comunes y proponer diálogos entre diferentes metodologías de análisis que se desarrollan desde las distintas disciplinas. Por eso, parece conveniente concluir este capítulo con una tabla sintética que recoja los principales conceptos relacionados con el riesgo y la vulnerabilidad que van a aparecer a lo largo del trabajo. Con esto se pretende definir y acotar qué se entiende en este trabajo cada vez que se alude a uno de estos términos con el fin de evitar ambigüedades conceptuales.

Tabla 4. Definiciones de referencia utilizadas

Concepto	Definición	Referencia
Riesgo	Probabilidad de sufrir daños, consecuencias negativas o pérdidas como resultado de la interacción entre los peligros naturales y las condiciones vulnerables en un territorio y tiempo determinado.	Alexander <i>et al.</i> , (2010)
Desastre	Conjunto de efectos adversos causados por la concreción de eventos peligrosos (naturales, tecnológicos, humanos o híbridos) en un área específica y un periodo de tiempo dado.	Serje (2002)
Catástrofe	Situación en la que los efectos adversos adquieren una dimensión tan grande que se necesitan recursos del exterior para la recuperación.	Olcina Cantos y Ayala Carcedo (2002)
Peligro (hazard)	Acto o fenómeno que tiene el potencial para producir daño u otras consecuencias indeseables para las personas o aquello que valoran.	MMC (2002)
Riesgo de desastre	Probabilidad de alteraciones severas en el funcionamiento normal de una sociedad, comunidad o sistema debido a la interacción de un fenómeno natural peligroso y las condiciones vulnerables	UNU-EHS (2006)
Exposición	Grado de intensidad, frecuencia y duración de exposición a un agente.	EEA (2005)
Sensibilidad	Condiciones de la sociedad expuesta que la hacen más propensa a experimentar daños y ser afectada adversamente por un peligro.	Birkman <i>et al.</i> , (2013)
Vulnerabilidad	Condiciones determinadas por factores o procesos sociales, físicos, económicos y/o ambientales que aumentan la susceptibilidad de una comunidad al impacto de un peligro.	UN/ISDR (2004)
Adaptación	Combinación de todas las fortalezas y recursos disponibles en una comunidad, sociedad, organización o sistema que pueden reducir el nivel de riesgo o los efectos de un desastre. Incluye dimensiones físicas, institucionales, sociales y económicas, así como las habilidades personales y colectivas. También puede ser descrita como <i>capacidad (capacity)</i> o <i>potencial (capability)</i> .	UN/ISDR (2004)
Capacidad de respuesta	Medios a través de los cuales las personas u organizaciones usan los recursos disponibles y habilidades disponibles para hacer frente a las condiciones adversas que pueden llevar al desastre. Se refiere a la capacidad de respuesta en el corto plazo.	Welle <i>et al.</i> , (2013)
Capacidad de adaptación	Conjunto de capacidades, medidas y estrategias que permiten a los individuos, comunidades o sistemas evolucionar y transformarse para aumentar las consecuencias negativas derivadas de los riesgos naturales. Se refiere a la respuesta a largo plazo.	O'Brien y Vogel (2003)
Sistema socio-ecológico	Sistema complejo resultado del proceso de co-evolución a través del cual los sistemas sociales y naturales se han ido adaptando conjuntamente hasta convertirse en un sistema integrado de humanos en la naturaleza e interactuando de forma dinámica en múltiples escalas temporales y espaciales.	Berkes y Folke (1998); Folke <i>et al.</i> (2003);
Resiliencia	Conjunto de capacidades de la sociedad, las comunidades, individuos o el propio sistema socio-ecológico hacer frente a las consecuencias adversas y los impactos de los eventos naturales	Holling, (2003); Berkes <i>et al.</i> , (2003)

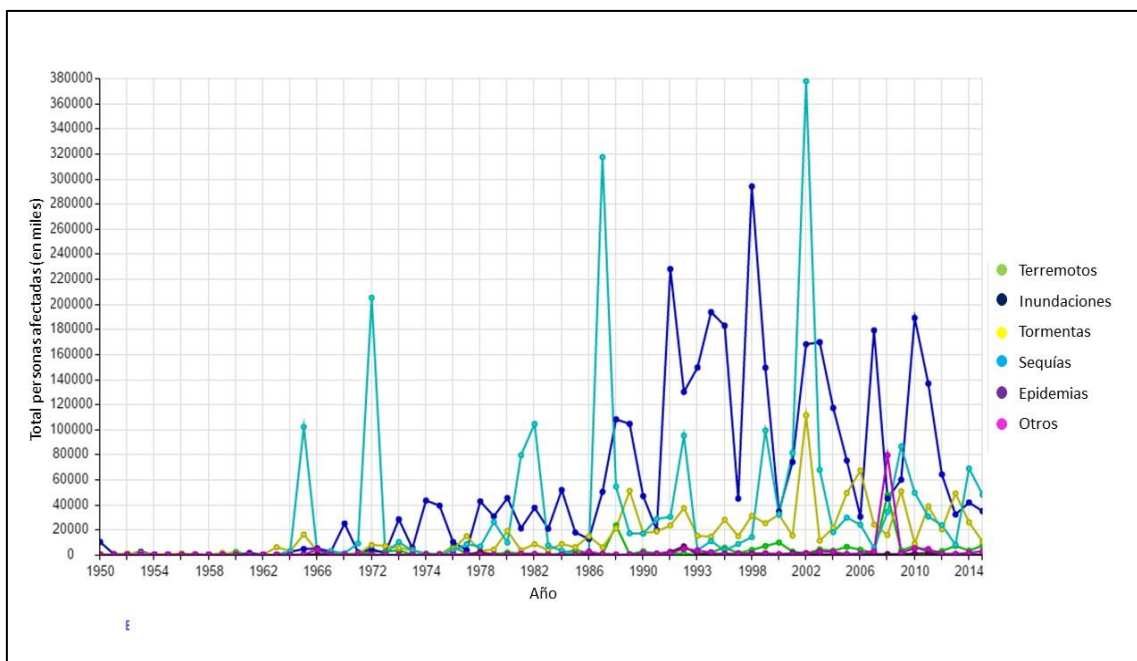
Fuente: Elaboración propia

Capítulo 2

Sequías

Desde un punto de vista meteorológico, la sequía es un fenómeno natural que se define como una anomalía transitoria con valores de las precipitaciones inferiores a los normales en un área determinada, durante un periodo de tiempo más o menos prolongado (Wilhite *et al.*, 2000; Wilhite, 2002). Estos periodos de descenso de las precipitaciones por debajo de los niveles considerados como normales pueden producir (o no) situaciones de insuficiencia en los suministros de agua. Esto dependerá fundamentalmente del nivel de demanda y de las características de los sistemas de gestión y explotación del agua. El interés del estudio de la sequía en el campo de los riesgos naturales radica en las consecuencias que la anomalía de las precipitaciones puede tener sobre la sociedad, es decir, cuando el episodio de descenso de precipitaciones no se limita a una mengua de los totales pluviométricos anuales, sino que repercute en los volúmenes de agua necesarios para el mantenimiento de cultivos, el abastecimiento de agua potable y la conservación de los ecosistemas húmedos (Morales Gil *et al.*, 2000). “Es precisamente este carácter coyuntural y anómalo el que otorga a la sequía su capacidad para generar perjuicios, ya que supone una ruptura de las condiciones normales, a las cuales las distintas sociedades suelen adaptarse en el desarrollo de su economía y de su sistema de vida” (Pita López, 1989: 31).

En este sentido, según los datos del *International Disaster Database* del *Centre for Research on the Epidemiology of Disasters* (CRED), la sequía es el riesgo natural que afecta a más personas en todo el mundo (Figura 14), genera un alto coste de vidas humanas, pérdidas económicas y conflictos sociales en prácticamente todo el mundo que varían en función de las condiciones políticas, sociales, económicas y de desarrollo que definen la diferente vulnerabilidad de los territorios (Wilhite *et al.*, 2007; Kallis, 2008). En Europa, el coste que se atribuye en términos económicos a las sequías en los últimos 30 años asciende a 100 billones de euros (Tsakiris *et al.*, 2013).

Figura 14. Número total de personas afectadas en el mundo por tipo de desastre

Fuente: EM-DAT, 2016.

Las razones para la ocurrencia de una sequía son complejas pues dependen de la interacción entre distintos componentes —climáticos y sociales— que todavía no son bien entendidos (Swain y Swain 2011). Por un lado, dependen de la distribución espacial y temporal de las precipitaciones, que determinan la eficacia, la intensidad y el número de eventos que se producen, como resultado de una serie de procesos atmosféricos e hidrológicos que se alimentan de la humedad de la atmósfera en el que intervienen además otros factores como la localización o la orografía (Mishra y Singh, 2010). También tienen una gran importancia sobre la incidencia de las sequías factores hidro-ambientales, tales como la geología o la vegetación, que determinan la capacidad de retención de agua, la infiltración, la escorrentía, la evapotranspiración, etc., de los que pueden depender la cantidad de agua disponible para satisfacer la demanda. Por otro lado, la mayor o menor incidencia de una sequía tiene que ver también con la manera en que las sociedades se relacionan con el medio, a través de los sistemas de gestión y explotación de los recursos hídricos.

Para concluir, podemos afirmar que la sequía entendida como riesgo natural es consecuencia, por tanto, de una combinación de factores físicos y humanos en una

secuencia temporal que provoca impactos como resultado de la interacción de una anomalía en las precipitaciones por debajo de los niveles normales para una región y las demandas de agua de las diferentes actividades humanas existentes en esa misma región (Olcina Cantos, 2001; Wilhite *et al.*, 2007).

Puesto que el objetivo de esta Tesis Doctoral es el análisis de las causas que generan la vulnerabilidad de los sistemas frente al riesgo de sequía, como punto de partida para la mejora de la gestión de este tipo de eventos, este capítulo aborda aquellas características de la sequía como riesgo natural que condicionan y plantean los retos futuros para su gestión. Para ello, en los dos primeros apartados se introducen y discuten los rasgos característicos de la sequía como riesgo natural que los diferencian de otro tipo de riesgos. En concreto, se discute acerca de cómo la gestión de las sequías ha estado condicionada por la propia consideración de la gestión del recurso que ha dominado en los diferentes paradigmas, así como sobre las particularidades que presenta la sequía como riesgo natural y se identifican las debilidades y fortalezas que dichas peculiaridades ofrecen para su gestión. A continuación, se introducen las principales definiciones conceptuales y operativas de sequía y se analizan las dificultades que las diferentes interpretaciones introducen en los procesos de gestión. En tercer lugar, se discute la naturaleza híbrida del riesgo de sequía, que induce a la habitual confusión entre los términos de sequía y escasez, se justifica la necesidad de medir las sequías desde el punto de vista de su gestión y se explica cómo la confusión derivada de las definiciones e interpretaciones se traslada también a esta métrica. Por último, se abordan las cuestiones relativas a la gestión de la sequía y, de forma particular, se analiza el caso español.

2.1. La relación gestión de recursos-gestión del riesgo

Al contrario que otros riesgos naturales, de aparición impetuosa y gran capacidad de destrucción, los impactos generados por la sequía se manifiestan en una sociedad al limitar el acceso a esta de un recurso fundamental para el mantenimiento de la vida, los ecosistemas y la mayoría de los procesos productivos: el agua.

Aunque la relación entre la gestión de recursos y la gestión de riesgos no ha recibido especial atención desde la investigación, dicha relación no solo no se puede obviar cuando nos referimos a la sequía, sino que se presenta como un elemento imprescindible para

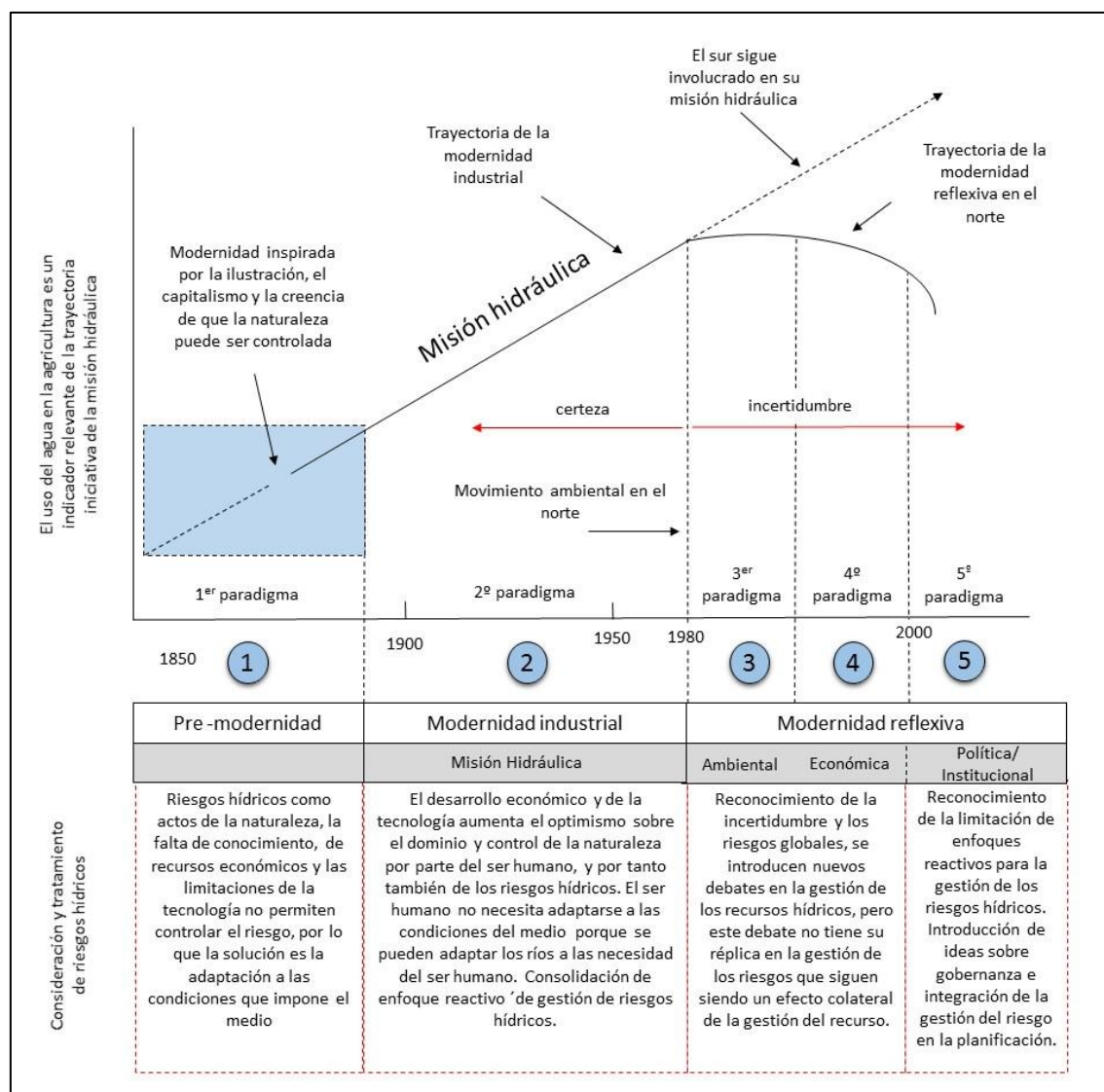
comprender y abordar las deficiencias de la gestión del agua durante los periodos de sequía Turton (2009) va mucho más allá y plantea que cuando la sociedad es consciente de los niveles de explotación de los recursos hídricos y de la variabilidad climática, se plantean unos escenarios en los que más que gestionar el recurso, debemos enfrentar el riesgo. La propuesta de Turton es, más que otra cosa, una provocación que invita a la reflexión acerca de cómo debemos afrontar la gestión de los recursos hídricos en contextos de incertidumbre. En el momento en el que se reconoce la ocurrencia coyuntural de una sequía en un determinado lugar y su aparición se hace previsible (no sabemos cuándo ni cómo, pero sabemos que habrá otro episodio de sequía), la gestión de la sequía debe estar integrada en la planificación de los recursos hídricos (La Calle, 2007).

Como se ha discutido en el primer capítulo de esta Tesis Doctoral, la relación entre el ser humano y su medio es en gran parte reflejo de las percepciones e interpretaciones sobre dicha relación. En este sentido, la gestión de los riesgos hídricos en general, y de las sequías en particular, ha sido un efecto colateral al que las distintas sociedades han tenido que enfrentarse cuando han tratado de gestionar el agua. De esta manera, la gestión de las sequías ha estado condicionada por las ideas propias de gestión de los recursos hídricos que han dominado cada uno de los paradigmas de gestión establecidos.

En la Figura 15 se presenta la clasificación que hace Tony Allan (2005) sobre los distintos paradigmas que han dominado la gestión de los recursos hídricos en los últimos dos siglos y cómo ha sido interpretado y gestionado el riesgo en función de los distintos paradigmas dominantes.

El primer paradigma de los propuestos por Allan es el de las comunidades pre-modernas, que están limitadas principalmente por la reducida capacidad económica y técnica que acotaba las posibilidades de explotación del recurso, así como por la capacidad de afrontar los riesgos. Estos son considerados como actos de la naturaleza contra lo que poco o nada se puede hacer, por lo que las sociedades expuestas quedan a expensas de su capacidad de adaptación a las condiciones que impone la naturaleza

Figura 15. Relación entre los diferentes paradigmas de gestión del agua y el tratamiento de los riesgos hídricos



Fuente: Elaboración propia a partir de Allan, 2005

Esta etapa se extiende hasta la revolución industrial donde el desarrollo de la tecnología y la economía permite incrementar el nivel de explotación del recurso. Este es el paradigma de la modernidad industrial, donde las ideas de la ilustración y el desarrollo de la técnica y la tecnología aumentan de forma drástica la capacidad de regulación y transformación de grandes terrenos para su puesta en cultivo. Este paradigma, también llamado “misión hidráulica”, reproduce las ideas de dominio y control de la naturaleza en el ámbito de la gestión del agua. Desde este punto de vista, el riesgo se sigue percibiendo como un acto de la naturaleza, pero ahora el optimismo en el progreso de la tecnología permitiría controlarlo. La adaptación del ser humano a los ríos ya no es necesaria porque ahora la

técnica permite adaptar los ríos a los humanos. Durante esta etapa se producen la gran mayoría de grandes obras hidráulicas, que si bien están dedicadas en su mayor parte al aprovechamiento hidroeléctrico y a la expansión del regadío, también tienen como objetivo la derivación de cauces para la protección de grandes ciudades, como es el caso de Sevilla (Del Moral, 1991).

Con el aumento de la reflexión sobre la relación del ser humano con su entorno y el reconocimiento de la incertidumbre y los riesgos globales, las ideas de la misión hidráulica se empiezan a debilitar principalmente por el reconocimiento de los impactos ambientales generados, debido a la intensificación de aquellas actividades favorecidas por la misión hidráulica, en particular la agricultura (reflexividad ambiental); el cuestionamiento de su eficacia económica y el reconocimiento del valor económico del agua (reflexividad económica); y, más adelante, por los nuevos planteamientos políticos derivados del reconocimiento de la incertidumbre (reflexividad política). A esta fase se le ha denominado modernidad reflexiva y cada uno de los paradigmas planteados en ella ha conseguido incluir aspectos importantes en el debate y la práctica de la gestión de los recursos hídricos. En los primeros años de la modernidad reflexiva, dominados por la corriente ambiental, se incluye la reserva de caudales para el medio ambiente. En la segunda fase, la de reflexividad económica, se justifica la asignación de precios a la ineficiencia en la gestión del recurso fundamentalmente a través del principio de “quien contamina paga”. La tercera se basa en la asunción de que tanto la asignación del recurso como la gestión del agua son procesos políticos y por tanto los cambios deben orientarse en las formas de hacer política (Allan, 2005).

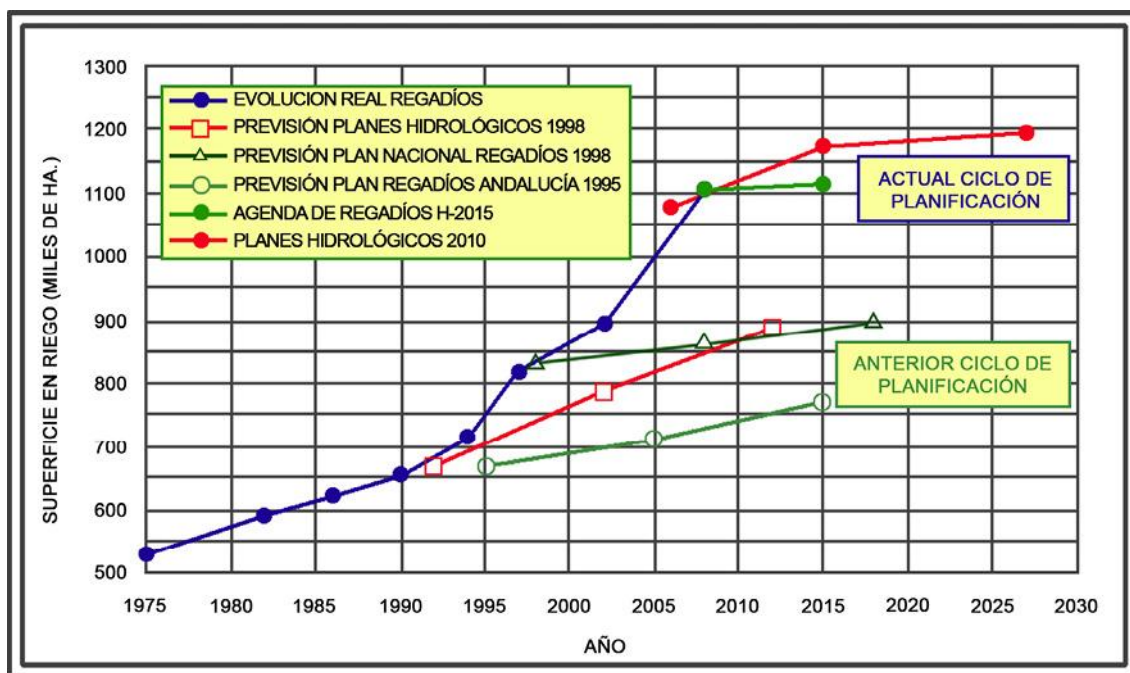
Las ideas de la modernidad reflexiva (ambiental, económica y política) han quedado en gran medida recogidas en el paradigma de la *Gestión Integrada de los Recursos Hídricos (GIRH)*. La GIRH se define como un proceso que promueve la gestión y el desarrollo coordinado del agua, la tierra y los recursos relacionados con el fin de maximizar el bienestar económico y social resultante de manera equitativa, sin comprometer la sostenibilidad de los ecosistemas vitales (GWP, 2000). Este nuevo paradigma incorpora la idea de la unidad de cuenca como entidad de gestión para la toma de decisiones sobre los recursos hídricos con el objetivo de abordar los problemas del agua en un contexto más amplio (al incluir la funcionalidad del ciclo hidrológico) y a la vez focalizar el análisis en los contextos económicos específicos, en

la equidad social y en la sostenibilidad ambiental (Serrat-Capdevila *et al.*, 2013). Desde este punto de vista, y especialmente a partir de la entrada en vigor de la Directiva Marco del Agua (DMA) en el año 2000, se acepta la naturalidad de los riesgos hídricos y la necesidad de incluir la gestión de este tipo de eventos en los procesos de planificación de los recursos. En cierta manera, bajo este paradigma se aboga por integrar la incertidumbre climática en la gestión y explotación del recurso.

Sin embargo, y pese a los avances introducidos en la gestión de los recursos hídricos, las predicciones de Allan (2005) sobre la disminución del uso del agua en el norte no han sido acertadas. De alguna manera, las nuevas ideas de la modernidad reflexiva no han sido capaces de introducir el cambio esperado en la gestión de los recursos hídricos que en la práctica siguen estando centrados en el aumento de la oferta de agua. En el contexto este hecho se demuestra con el mantenimiento de la política de construcción, puesta en servicio y proyección de nuevos pantanos, como reflejan los diferentes Programas de Medidas de los Planes Hidrológicos (Arenoso, Casasola, La Breña II, Los Melonares, Siles, Alcolea, Coronada, Guadarranque, Gibrálmedina, etc.) o en el incremento de la superficie regable que se propone en los diferentes documentos de planificación (Figura 16) y que, en definitiva, demuestra la continuidad de las inercias del paradigma de la misión hidráulica, que impiden aprovechar la reorientación del modelo de planificación y gestión del agua que ofrece la DMA (Sampedro y Del Moral, 2014).

De esta manera, desde el paradigma de la GHIR se promueve el uso más racional de los recursos hídricos y se interpreta la necesidad de integrar la incertidumbre que generan los riesgos hídricos en la planificación del recurso y, a la vez, legitima el estrangulamiento de los recursos hídricos haciendo a los sistemas más vulnerables a la aparición de este tipo de eventos.

Figura 16. Evolución y previsiones de crecimiento de los regadíos andaluces



Fuente: Sampedro y Del Moral, 2014: 48

En un contexto en el que los pronósticos de los modelos de cambio climático auguran un aumento en la frecuencia e intensidad de las sequías en las regiones del sur de Europa (IPCC, 2012; 2012b; 2014) y las previsiones de la European Environmental Agency (2012) y de la OCDE (2013) determinan que más de la mitad de las cuencas hidrográficas del sur de Europa estarán en situación de déficit estructural de agua en el año 2030, y habida cuenta de los elevados intereses sociales, económicos y ambientales en juego, parece necesario un cambio de paradigma de la gestión de los recursos hídricos que integre de manera real y efectiva la incertidumbre (climática y humana) en los procesos de toma de decisiones y la participación de las distintas partes interesadas para una gestión eficaz y sostenible del recuso y de los riesgos. Este marco lo ofrece la gestión y la gobernanza adaptativa que ya se han introducido en el capítulo anterior.

2.2. Rasgos característicos de la sequía como riesgo natural

Como ya se ha apuntado, la sequía es uno de los riesgos naturales menos entendidos (Swain y Swain, 2011). A la complejidad para determinar las condiciones meteorológicas que rigen los patrones de aparición de periodos secos, todavía no bien conocidos, se unen una serie

de características que diferencian a la sequía de otros riesgos naturales y que plantean importantes dificultades para su gestión.

Una de las discusiones más recurrente sobre la sequía es si se trata de un fenómeno natural o si tiene un componente antrópico y, además, si este componente antrópico debe ser considerado como una causa más de la sequía o únicamente como elemento que recibe los impactos. Si bien es cierto que la sequía desde un punto de vista meramente meteorológico hace referencia al fenómeno natural que supone una anomalía temporal de precipitación o humedad respecto a los niveles habituales en un área concreta, no es menos cierto que en su consideración como riesgo natural, las características sociales, culturales, económicas, educativas e institucionales de la sociedad que puede recibir los impactos determinarán en gran parte la magnitud de los mismos. Además, la considerable modificación de la parte terrestre del ciclo hidrológico en la mayoría de las cuencas y la creciente demanda de recursos hídricos provoca que muchos sistemas de explotación se vean sometidos a importantes desequilibrios hídricos generando situaciones de escasez de agua cuyo origen (climático o humano) es difícil de diferenciar (Van Loon *et al.*, 2016). Esto hace que cuando disminuyen las precipitaciones, las sociedades sean más vulnerables de lo que serían en caso de contar con un sistema de explotación más equilibrado. La línea entre la causalidad natural e influencia humana se diluye corroborando uno de los postulados básicos de la teoría de Beck (1986, 1992).

Por otro lado, a diferencia de otros riesgos naturales, los efectos de una sequía se pueden acumular durante largos periodos de tiempo y persistir incluso durante años; es lo que Wilhite y Glantz denominan *creeping phenomenon* (1985: 111). Esto hace especialmente difícil determinar cuándo empieza y cuándo acaba una sequía (Wilhite, 2000, Wilhite *et al.*, 2014) y genera una importante controversia entre científicos, usuarios y gestores sobre los criterios para declarar su inicio y su final con la correspondiente controversia en torno al momento y el tipo de medidas a tomar. Si bien es cierto que esto supone una dificultad para la gestión de este tipo de eventos, no es menos cierto que la prolongación temporal de las sequías otorga un espacio de actuación y adaptación, lo que supone una oportunidad para la implementación de medidas paulatinas a medida que la sequía evoluciona. Esto otorga a la gestión de la sequía una ventaja diferencial respecto a la gestión de otros riesgos naturales de aparición repentina. A ello hay que añadir que los límites geográficos de la sequía y sus

efectos son difusos (Hisdal *et al.*, 2003), lo que provoca importantes controversias a la hora de proponer medidas, determinar su alcance y contabilizar los daños, que habitualmente genera un foco de conflicto entre empresas aseguradoras, administraciones y agricultores.

En contraste con las inundaciones, huracanes, terremotos y tornados, una sequía afecta a las masas de agua y rara vez resulta en daños estructurales. Por esta razón, la cuantificación del impacto y la determinación para tomar medidas son mucho más difíciles en el caso de las sequías que en el de otros riesgos naturales (Kallis, 2008; Wilhite, 2000a). Como ya se ha introducido en el apartado anterior, la relación entre la gestión del recurso y la gestión del riesgo es fundamental cuando hablamos de sequía. A diferencia de otros riesgos naturales (incluidas las inundaciones), el impacto de las sequías no se caracteriza por la impetuosidad con la que el fenómeno natural golpea las estructuras materiales de las poblaciones, sino que supone la limitación al acceso al recurso agua, que es fundamental tanto para el mantenimiento de la vida como para el funcionamiento de la mayoría de los procesos productivos de los que depende la economía. En contextos de incertidumbre, como se definió en el capítulo 1 de esta Tesis, es necesario incorporar el riesgo como un elemento más de los criterios de planificación de los recursos hídricos.

Además de las características señaladas, la severidad de una sequía es difícil de determinar, pues no depende solo de su duración, intensidad o extensión geográfica, sino también de las condiciones de la sociedad que recibe los impactos. Dichos impactos dependen fundamentalmente de la vulnerabilidad que presenta una determinada sociedad en el momento de ocurrencia del fenómeno (Wilhite y Glantz, 1985, Kallis, 2008).

2.3. Sobre las definiciones de sequía

La sequía es un fenómeno complejo que se puede interpretar de varias maneras, por lo que resulta difícil establecer una definición universal (Wilhite y Glantz, 1985). Este hecho ha sido una de las principales dificultades a las que se ha enfrentado la investigación sobre el riesgo de sequía y a día de hoy sigue planteando importantes controversias (Van Loon, 2015). Las implicaciones de la definición de sequía van mucho más allá de un mero ejercicio de reflexión académica. Smakhtin y Schipper (2008) realizan un análisis de la semántica y las percepciones de la sequía, concluyendo que la terminología utilizada en el

campo de la investigación y la gestión de desastres puede afectar significativamente las políticas y acciones llevadas a cabo.

El consenso científico sobre la poca utilidad de establecer una definición universal sobre sequía es prácticamente incuestionable; sin embargo, sí se aprecian ciertos patrones en las diferentes definiciones de sequía en la literatura especializada, que coinciden en diferenciar entre las definiciones conceptuales y las definiciones operativas (Wilhite y Glantz, 1985). Mientras que las definiciones conceptuales se hacen en términos relativos, tratando de describir el fenómeno de la sequía, las definiciones operativas tratan de fijar unos umbrales con los que determinar el inicio, la gravedad o el fin de un periodo de sequía (Mishra y Singh, 2010). El objetivo de hacer operativo el término radica en la aplicación de umbrales basados en la evolución de las variables climáticas que determinan la sequía —como la desviación de las precipitaciones o la tasa de evapotranspiración— y su aplicación para abordar estrategias de respuesta y mitigación adecuadas en las distintas fases de sequía.

Entre las definiciones conceptuales se establece una distinción entre aquellas que describen la sequía como un evento natural y aquellas que la describen como un riesgo y conectan la aparición del fenómeno climático a los impactos que puede generar en la sociedad. Entre las primeras, se encuentra, por ejemplo, la definición de sequía que ofrece la WMO (1986: 14): “la sequía es una deficiencia sostenida y extendida de las precipitaciones”, que se centra únicamente en aspectos pluviométricos para describir el fenómeno, o la definición de sequía de Palmer (1965: 2), que la define como “la desviación significativa de las condiciones hidrológica normales de un área”, que incluye otros factores del ciclo hidrológico. Por otro lado, hay multitud de definiciones de sequía que la describen como un riesgo, conectando la aparición del fenómeno climático a los impactos que puede generar en la sociedad. Por ejemplo, la definición de la Secretaría General de la ONU describe la sequía como un “fenómeno natural que ocurre cuando la precipitación registrada se sitúa por debajo de los niveles normales, causando desequilibrios hidrológicos que afectan a distintos sistemas de producción” (ONU, 1994). La FAO (1983), en esta misma línea, definía la sequía como el porcentaje de años en que se pierden los cultivos por falta de precipitación.

En relación a definiciones operativas, Wilhite y Glantz (1985) contabilizan más de 150 definiciones diferentes que agrupan en cuatro categorías: sequía meteorológica, sequía agronómica, sequía hidrológica y sequía socio-económica. Puesto que a nivel de planificación y gestión de sequías esta es la clasificación de referencia —tanto a nivel internacional (National Drought Mitigation Center, EEUU), como a nivel nacional (Observatorio Nacional de la Sequía)—, resulta conveniente detenerse e introducir las diferentes definiciones e interpretaciones, así como sus implicaciones en la gestión.

La *sequía meteorológica* se define como una anomalía transitoria, más o menos prolongada, caracterizada por un período de tiempo con valores en las precipitaciones inferiores a las normales en el área (Observatorio Nacional de la Sequía, ONS). La evaluación de la desviación de las precipitaciones respecto a los valores considerados como normales en un área determinada es la variable más utilizada para el análisis de este tipo de sequía (Mishra y Singh 2010); sin embargo, las definiciones de sequía meteorológica varían en cada región específica, ya que las condiciones atmosféricas que dan lugar a deficiencias de precipitación son muy variables de una región a otra. Esto imposibilita la validez de definiciones o umbrales universales que caractericen a la sequía meteorológica.

La *sequía agronómica* es la consecuencia más inmediata de la sequía meteorológica y puede definirse como el déficit de humedad del suelo para satisfacer las necesidades de un cultivo en un lugar y en una época determinada. Dado que la cantidad de agua necesaria varía en función de los diferentes cultivos, e incluso puede variar a lo largo del ciclo vital de una determinada planta, no es posible establecer tampoco umbrales de sequía agrícola universalmente válidos. En zonas de cultivos de secano, la sequía agronómica va íntimamente ligada a la sequía meteorológica en la medida en que el descenso de precipitaciones, y por tanto de humedad del suelo, tiene unos efectos en los cultivos que no reciben aportes extra de agua.

La *sequía hidrológica* supone un descenso en los niveles superficiales y subterráneos de agua —naturales o embalsados— que se derivan de un descenso en las precipitaciones. El origen sigue siendo la sequía meteorológica, aunque sus efectos están también relacionados con el papel de la disminución de precipitaciones en el ciclo hidrológico. Mientras que los efectos de la sequía agronómica se pueden apreciar inmediatamente, la sequía hidrológica presenta

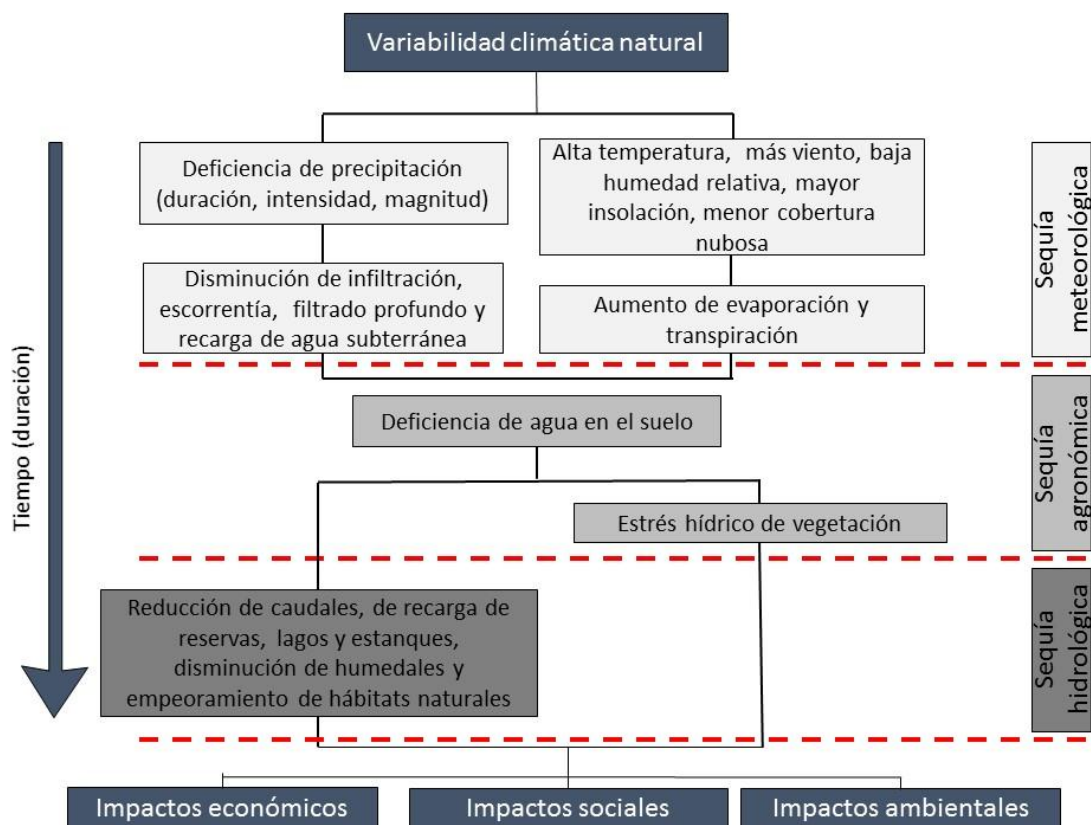
un desfase temporal respecto al descenso de precipitaciones. Además, el agua en los sistemas de almacenamiento hidrológicos (embalses, ríos) se utiliza a menudo para múltiples propósitos, aumentando la competencia y los conflictos durante la sequía, lo que complica aún más la secuencia y la cuantificación de los impactos (Whilite y Glantz, 1985).

Por último, la *sequía socio-económica* se entiende como la afección de la escasez de agua derivada de los descensos en las precipitaciones sobre las personas y las actividades económicas. Como el propio Ministerio de Medio Ambiente reconoce (www.magrama.gob.es), no es necesario que se produzca una restricción del suministro de agua, sino que basta con que algún sector económico se vea afectado (Kallis, 2008; Van Loon, 2015).

García (2008) expone que estas cuatro categorías suponen más bien aspectos parciales de un mismo fenómeno que debe abordarse como un proceso con distintas fases. Desde el *National Drought Mitigation Center* de la Universidad de Lincoln, en Nebraska (Estados Unidos) proponen la relación entre los diferentes tipos de sequía que se puede ver en la Figura 17. La sequía meteorológica está en el origen de los otros tipos de sequía, en los que se introduce la componente humana (que demanda los recursos). Mientras que las sequías meteorológicas están causadas por factores naturales, las sequías hidrológicas, agronómicas y socio-económicas son resultado de la combinación de factores ambientales y socio-económicos (Downing y Bakker, 2000; UNISDR, 2009). Es en este punto cuando el evento natural, el descenso de las precipitaciones, puede derivar en un riesgo, al limitar la capacidad de las sociedades para satisfacer las demandas.

Las primeras consecuencias del descenso de precipitaciones se manifiestan en la falta de disponibilidad de humedad del suelo (sequía agronómica) con afecciones inmediatas sobre la vegetación, los cultivos de secano y las explotaciones ganaderas. Si el déficit de precipitaciones se prolonga en el tiempo, empiezan a descender los niveles de reservas naturales y artificiales, tanto superficiales como subterráneas, dando lugar a una sequía hidrológica. En ambos casos, si la escasez hídrica supone impactos económicos, ambientales o sociales se puede hablar de sequía socio-económica.

Figura 17. Evolución en el tiempo de los diferentes tipos de sequía y sus consecuencias asociadas



Fuente: Traducido de *National Drought Mitigation Center* (<http://drought.unl.edu/>)

La sequía es así un riesgo que opera a diferentes escalas temporales y, por tanto, genera impactos económicos, sociales y ambientales también a diferentes escalas temporales. Un descenso de las precipitaciones en un periodo de tres meses puede generar graves consecuencias sobre los cultivos de secano y la ganadería, si este descenso se produce en la época en la que los cultivos presentan mayores necesidades de agua; sin embargo, este descenso de las precipitaciones es por lo general un periodo demasiado corto para producir incidencias en los usos regulados del agua. El fenómeno de la sequía está de nuevo abierto a la interpretación.

Van Loon *et al.*, (2016) exponen una serie de razones por las que desde el punto de vista de la gestión es mejor adoptar una perspectiva hidrológica de la sequía en lugar de una meteorológica: i) el mayor uso del agua se realiza a través de recursos regulados y no directamente de las precipitaciones; ii) en contraste con las precipitaciones, el agua superficial y subterránea puede ser gestionada y por tanto la sequía hidrológica puede ser

mitigada si se toman las acciones necesarias; y iii) las influencias antropogénicas directas sobre la sequía hidrológica son probablemente mucho mayores que las que produce el cambio climático en muchas áreas del mundo, por lo que adoptar una perspectiva hidrológica sobre la sequía permite distinguir y analizar las distintas causas que generan las situaciones de escasez de una manera integral.

A pesar del amplio reconocimiento sobre el origen inducido de la sequía hidrológica, la comprensión sobre sus causas y desarrollo todavía plantea importantes retos de investigación, principalmente porque la interacción entre los procesos naturales hidroclimatológicos y la influencia humana no es una simple suma de ambos efectos, sino que requiere evaluaciones complejas y dinámicas específicas de cada contexto geográfico que no responden a respuestas lineales del sistema hidrológico (Wilhite y Buchanan-Smith, 2005; Van Loon *et al.*, 2016).

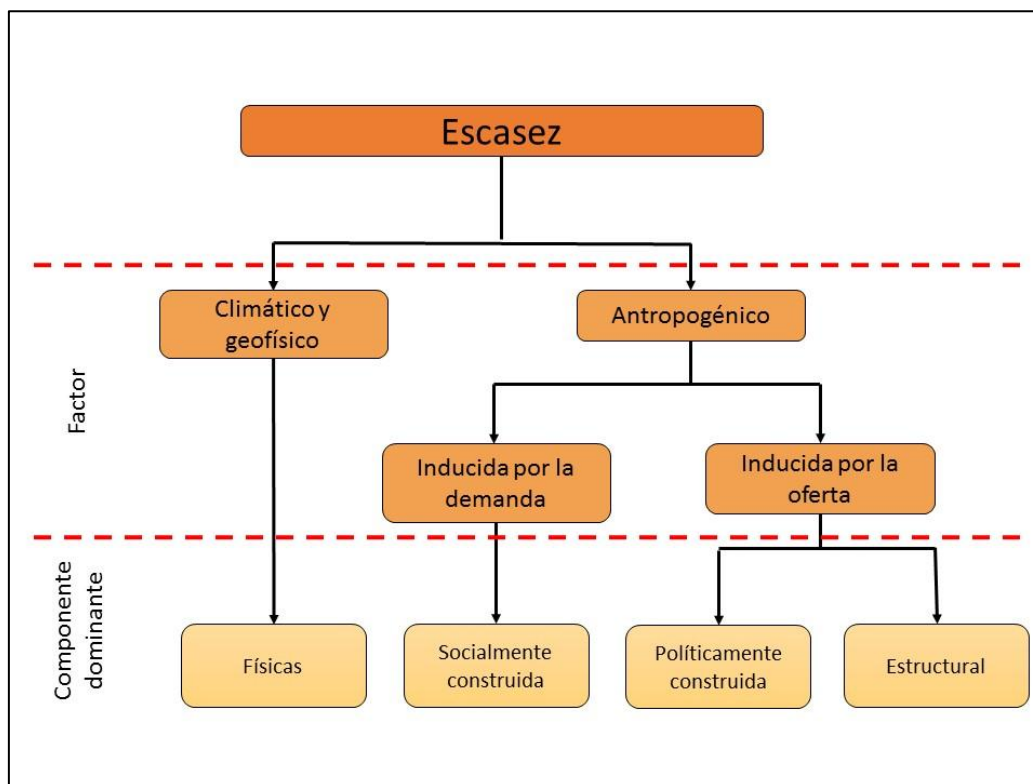
2.4. La común confusión entre sequía y escasez

Desde una perspectiva hidrológica, la sequía se puede definir como una falta de agua en comparación con una situación normal debido a los efectos del descenso de precipitaciones en una cuenca o sistema de explotación. Esta situación se confunde a menudo con situaciones de escasez, que son situaciones de “menos agua de la necesaria” que pueden tener (o no) un origen meteorológico. La Calle (2007) matiza que “la sequía es una situación de escasez debida a causas climatológicas de duración e intensidad inusual, que no debe confundirse con la aridez o escasez habitual y natural de determinados lugares o la escasez producida por la explotación humana de las aguas” (La Calle, 2007: 52). El desequilibrio entre la disponibilidad del recurso y las demandas no siempre tiene un claro origen (antrópico o climático), sino que más bien es casi siempre resultado de la combinación de ambos factores (Van Loon *et al.*, 2016). La consideración inducida de la sequía como riesgo natural dificulta la comprensión de las causas que originan los impactos y es foco de confusión entre los términos de sequía y escasez. Pese a que en la literatura científica especializada se ha incidido mucho en esta diferenciación conceptual (Wilhite, 1992; Schmidt *et al.*, 2012; Van Loon, 2015), todavía se observa un uso equivocado de los conceptos que en ocasiones se traslada a las estrategias de medición y seguimiento (Pita López, 2007) y a los propios documentos de gestión de la sequía.

Este desequilibrio entre el recurso disponible y la demanda puede ser consecuencia de un periodo prolongado de sequía, que reduce coyunturalmente las aportaciones y por tanto las reservas de agua disponibles para atender la demanda, o bien puede deberse a una mala gestión de los recursos hídricos de manera que se genera una situación de escasez, aunque no haya descensos importantes de las precipitaciones (Pita López 1990, Morales Gil *et al.*, 2000). El término de escasez se utiliza para resaltar la insuficiencia de suministro de agua o una situación en la que la influencia antropogénica en el sistema juega un papel importante en la baja disponibilidad de agua (Van Loon, 2015). Es por tanto inherente, parcial o totalmente, a la influencia humana y supone un desequilibrio entre los recursos hídricos disponibles y las demandas de agua en un área determinada. A menudo, la sequía y la escasez de agua son difíciles de distinguir porque pueden estar estrechamente vinculadas e incluso ocurrir simultáneamente.

Meerganz (2008) establece una clasificación de distintos tipos de escasez en función de componente dominante que la explica, agrupando las situaciones de escasez en cuatro categorías: física, socialmente construida, políticamente construida y estructural (Figura 18).

Figura 18. Causas de la escasez de agua



Fuente: Adaptado de Meerganz, 2008: 39

En primer lugar diferencia entre las situaciones de escasez cuyo factor determinante reside en causas climáticas (escasez física) y las situaciones de escasez generadas por condiciones antrópicas. Dentro de estas últimas Meerganz (2008) distingue aquellas que son inducidas por un aumento en la demanda (escasez socialmente construida), como puede ser por ejemplo, el aumento de la demanda de agua producido por un nuevo desarrollo urbanístico en una zona en la que el balance entre recursos y demandas ya se encontraba cerca del límite. Además, también pueden generarse situaciones de escasez inducidas por la limitación de la oferta, diferenciando en esta última categoría aquellas situaciones de limitación de oferta generadas por situaciones políticas (escasez política), en las que el acceso al recurso se limite por razones estratégicas y políticas que nada tienen que ver con la disponibilidad material del recurso, y las situaciones en las que la limitación de la oferta se debe a condiciones técnicas o económicas (escasez estructural).

La consecuencia sintomática de la escasez de agua, ya sea física o antrópica, puede traducirse en conflictos territoriales o entre los diferentes usos sectoriales del agua, en descensos en los niveles de servicio, malas cosechas, inseguridad alimentaria, etc. “La escasez tiene varias causas, la mayoría de las cuales se pueden remediar o aliviar” (UNESCO, 2009). Así, el objetivo de cualquier programa de gestión de riesgo debería centrarse en evitar que el descenso en los niveles de precipitaciones derive en una situación de escasez.

Morales Gil *et al.* (2009) exponen en este sentido el ejemplo del período seco de 1981-1984 en el sureste ibérico, que se vio agravado por los desembalses desmesurados efectuados en la cuenca del Tajo los dos años hidrológicos previos que, desde un punto de vista pluviométrico, habían sido normales. Los autores defienden que, de no haberse producido estos excesivos desembalses, las consecuencias económicas en el sudeste habrían sido menos graves que las registradas debido a la posible existencia de caudales a través del trasvase Tajo-Segura.

2.5. La medición de la sequía

De la misma manera que resulta imposible establecer una definición de sequía universal, también resulta muy difícil establecer un sistema de indicadores universal (Heim, 2002). Sin embargo, desde el punto de vista de la gestión, varias son las razones que justifican la necesidad de cuantificar la sequía mediante el uso de indicadores: i) cuantificar la sequía

resulta imprescindible para poder anticiparla, evaluar su severidad y hacer un seguimiento del fenómeno que permita aplicar las medidas necesarias para mitigar sus posibles efectos sobre la sociedad (Pita López, 2007; Van Loon, 2015); ii) el uso de indicadores adecuados, capaces de sintetizar en un número gran cantidad de datos brutos, facilita el apoyo a la toma de decisiones para políticos y gestores (Hayes, 1999); iii) además, la DMA considera las sequías prolongadas como motivo justificado para la exención del cumplimiento de los objetivos ambientales en las masas de agua, quedando fuera del régimen sancionador, siempre que sea debido a causas naturales o de fuerza mayor, que sean excepcionales y no hayan podido preverse razonablemente. Esta justificación debería basarse en el establecimiento de unos indicadores capaces de reflejar dichas situaciones y evitar en la medida de lo posible sesgos que las interpretaciones de los términos “excepcionales” y “causas naturales” puedan ocasionar (La Calle, 2007); y, además, iv) un sistema de indicadores capaz de hacer un seguimiento de la evolución de la sequía permite establecer umbrales para la toma de decisiones, evitando conflictos y confrontaciones entre diferentes usuarios, gestores y políticos, al eliminar los posibles intereses que pueden influir en la determinación de la severidad o gravedad de una sequía.

La importancia de la medición de la sequía ha sido reconocida y se están realizando importantes esfuerzos por parte de organismos públicos en el desarrollo de sistemas de información y apoyo a políticos, gestores y público en general. A nivel internacional destacan: el European Drought Center¹ (EDC), el US Drought Monitor² (USDM), el European Drought Observatory³ (EDO), mientras que la referencia a nivel nacional es el Observatorio Nacional de la Sequía⁴ (ONS) y el portal infosequía⁵.

Sin embargo, debido a que la sequía puede referirse a las distintas dimensiones de un mismo proceso o afectar de distintas maneras y en diferentes escalas a los distintos usos del agua, existen varias formas de interpretar el fenómeno y por tanto también de acercarse a él desde la métrica. En la práctica, esta indefinición se traduce en el desarrollo de un gran número de índices de sequía que se han centrado en enfatizar algún impacto en particular (Lloyd-Hughes, 2014). Ningún índice es inherentemente superior en todos los casos al

¹ <http://www.geo.uio.no/edc/>

² <http://droughtmonitor.unl.edu/>

³ www.edo.jrc.ec.europa.eu

⁴ www.magrama.gob.es/es/agua/temas/observatorio-nacional-de-la-sequia/

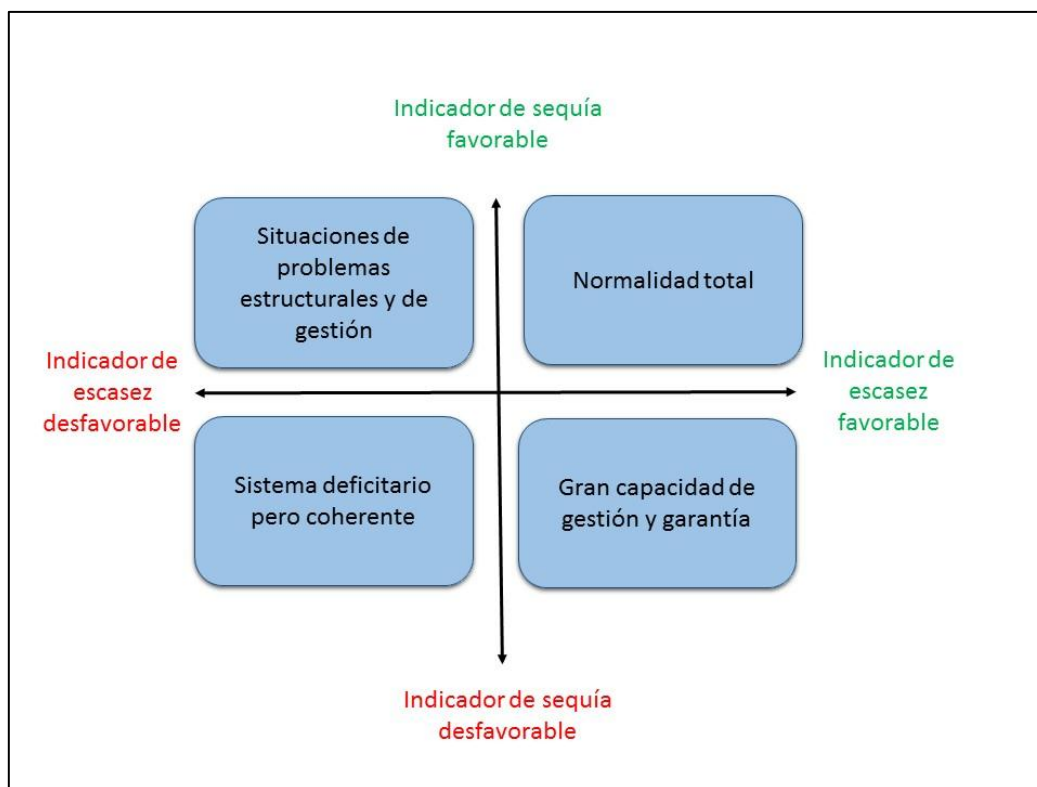
⁵ www.infosequia.es/

resto, sino que la adecuación del uso de un índice u otro dependerá del contexto y de la dimensión de la sequía que se quiera medir (Hayes, 1999). Además, y debido a la confusión entre los términos de sequía y escasez, ya comentada, se da una frecuente utilización de indicadores de sequía que en realidad hacen referencia a situaciones de escasez de agua. Este es el caso, por ejemplo, de los Planes Especiales de Alerta y Eventual Sequía o los Planes de Emergencia para abastecimiento, que son los instrumentos de planificación utilizados en España para hacer frente a la sequía.

Estos planes se basan en el cálculo de indicadores y la definición de unos determinados umbrales para determinar los diferentes estados en los que se encuentra el sistema en función de la disponibilidad de los recursos para garantizar la satisfacción de las demandas y, así, aplicar de manera progresiva determinadas medidas para la mitigación de los impactos. El cálculo de este indicador (Índice de Estado) es totalmente independiente de las precipitaciones (pues solo depende de la relación entre los recursos disponibles y las demandas en un momento dado) por lo que puede responder de la misma manera a una situación de insuficiencia de recursos con origen climático que a una situación de escasez independiente de las precipitaciones. El objetivo del plan de sequías es garantizar la satisfacción de las demandas o reducir lo máximo posible los impactos, por lo que el uso de indicadores que evalúen y permitan hacer un seguimiento de las garantías de satisfacción de demanda en función de los recursos disponibles es coherente y adecuado. Sin embargo, al caracterizarlo como indicador de sequía omite en la definición la casuística derivada del sistema de gestión del agua y refleja la complejidad de la sequía como riesgo natural cuando se aborda su gestión.

En este sentido, Pita López (2007) propone la necesidad de establecer dos sistemas de indicadores distintos que permitan hacer el seguimiento respectivo a cada fenómeno — sequía y escasez— y establecer una relación entre ambos. El uso y la comparación de ambos sistemas de indicadores, puede constituir un buen instrumento para la evaluación de la calidad del sistema de gestión de agua, tal y como se presenta en la Figura 19.

Figura 19. Relación entre indicadores de sequía y escasez



Fuente: Adaptado de Pita López, 2007

En los apartados siguientes se presentan de manera sintética alguno de los indicadores de sequía y escasez más comunes y se detallan sus principales características.

2.5.1. Indicadores de sequía

En este apartado se presentan de manera sintética los indicadores de sequía más utilizados para la caracterización de las sequías. Con objeto de darle un sentido coherente a la sección con las diferentes definiciones de sequía operativas que se han introducido en el apartado 2.3 (donde estas se han clasificado en definiciones de sequía meteorológica, sequía hidrológica, sequía agronómica y sequía socioeconómica) a continuación se presentan una serie de tablas donde se presentan los principales indicadores de sequía utilizados para caracterizar cada una de ellas. Así, en la Tabla 5 se presentan los principales indicadores utilizados para caracterizar la sequía meteorológica, y en la Tabla 6 se presentan alguno de los indicadores más utilizados para caracterizar la sequía agronómica, y las sequías hidrológica. Como alguno de ellos se puede utilizar para caracterizar más de un tipo de sequía, cuando esto ocurre dicho indicador se presentará en la tabla correspondiente al tipo de sequía para el que su uso está más extendido. Cabe destacar que en esta clasificación no se incluyen los indicadores de sequía socio-económica porque estos son de hecho indicadores de escasez que se pueden aplicar independientemente del valor que tomen las precipitaciones.

En la tablas 5 y 6 se observa como el desarrollo de indicadores de sequía meteorológica es mucho más grande que para el resto de tipo de sequías, pues en ese caso, los indicadores se refieren solo del fenómeno natural relativo a la anomalía de las precipitaciones, donde hay menos lugar para las confusiones terminológicas e interpretativas que para los indicadores que incluyen algún tipo de relación con la actividad humana, y se relacionan con posibles afecciones o impactos que dichas anomalías puedan tener.

Tabla 5. Indicadores de sequía más utilizados clasificados para caracterizar la sequía meteorológica

Porcentaje de precipitación normal (PPN)	Es de los más básicos para medir la indigencia pluviométrica de un área determinada. Se obtiene al dividir la precipitación actual (mes, año, estación, etc.) entre el nivel de precipitación considerado normal, según los registros de al menos 30 años, y se expresa en porcentaje. Los valores porcentuales estimados para cada mes, año o período de tiempo seleccionado indican el déficit (valores negativos) y el excedente (valores positivos) en la precipitación ocurrida. Como valor central se usa la media o la mediana. La mediana es el valor más aconsejable en dominios climático mediterráneos, donde la presencia habitual de valores extremos puede distorsionar (normalmente al alza) la media como valor central por el efecto de los valores excepcionalmente altos, lo que provoca una sobrevaloración del valor normal y una exageración de las anomalías pluviométricas negativas (Pita López, 2007). Pese a la simplicidad de este índice y sus limitaciones, es la metodología utilizada por la mayoría de Demarcaciones Hidrográficas españolas para caracterizar los años hidrológicos como secos y/o húmedos.
Anomalía de precipitación en porcentaje	Indicador que expresa básicamente lo mismo que el porcentaje de precipitación normal, por lo que presenta las mismas ventajas y limitaciones que aquel. La principal diferencia es que para su obtención se calcula en primer lugar la anomalía pluviométrica mensual, que resulta de restarle a la precipitación del mes la precipitación media de dicho mes y después se divide el valor de dicha anomalía pluviométrica mensual por la precipitación media del mes para, finalmente, multiplicar el resultado por 100 y obtener un valor en porcentaje.
Cuartiles, quintiles, deciles	Para corregir algunas de las debilidades del PPN, el establecimiento de umbrales se puede realizar mediante el cálculo de quintiles, deciles o percentiles. El método consiste en dividir la distribución de probabilidad de ocurrencias en intervalos para cada 20% (quintiles), 10% (deciles) o 1% (percentiles) de la distribución. Los valores de referencia más usados son los deciles (Gibbs y Maher, 1967) de manera que el primer decil es la cantidad de lluvia no superada por el 10% de los registros históricos y el quinto decil coincide con la mediana (lluvia no superada por el 50% de los datos). Es una manera sencilla de determinar periodos secos en base a los registros históricos de precipitaciones y permite establecer comparaciones espaciales y temporales. Tiene ventajas operativas porque es más fácil de calcular y requiere menos datos que otros. Es el índice utilizado por el <i>Australian Drought Watch System</i> .
Anomalía de precipitación acumulada	Este indicador representa el sumatorio de las precipitaciones mensuales registradas desde el mes de septiembre, inicio del año hidrológico, hasta el mes objeto del cálculo. Es un indicador especialmente vinculado al seguimiento del comportamiento del año hidrológico de cara a la gestión de los recursos hídricos. El periodo seco comienza el primer mes en el que se detecta una anomalía pluviométrica negativa hasta que encuentra una anomalía acumulada positiva.
Palmer Drought Severity Index (PDSI)	El PDSI (Palmer, 1965) es uno de los más utilizados en la actualidad a pesar de las limitaciones que presenta (Vicente-Serrano <i>et al.</i> , 2011). Está basado en un balance hídrico que utiliza numerosas variables para determinar los aportes y demandas de agua. Destaca el carácter operativo que ofrece su medición para identificar anomalías meteorológicas y es utilizado como herramienta de vigilancia de sequía, para establecer umbrales y desencadenar acciones asociadas a los planes de contingencia (Willike <i>et al.</i> , 1994) y para representar espacial y temporalmente sequías históricas (Alley, 1984). Su principal limitación es que no es capaz de identificar la sequía hidrológica (Karl y Knight, 1985) y su aplicación se limita casi exclusivamente a algunas regiones de Estados Unidos (Alley, 1984; Kogan, 1995). Además, presenta datos poco satisfactorios donde la variabilidad climática es elevada (Hayes, 1999), por lo que su aplicación al contexto español no es recomendable.
Standardized Precipitation Index (SPI)	El SPI (McKee <i>et al.</i> en 1993) es utilizado de manera operativa en más de 70 países y ha sido ratificado recientemente por la WMO como un estándar global para medir sequías meteorológicas. El cálculo de SPI ofrece un valor numérico que representa el número de desviaciones estándar de la precipitación caída a lo largo del periodo de acumulación que se trate respecto a la media, una vez que la distribución original de la precipitación ha sido transformada en una distribución normal, de media 0 y desviación típica 1. Por tanto, el SPI transforma la probabilidad de precipitación en un índice a partir de los registros históricos de precipitaciones. Para su cálculo se necesita una serie de precipitación de al menos 30 años (Wu <i>et al.</i> , 2001). Su principal ventaja es que permite un seguimiento continuo a distintas escalas temporales que se adapta a las distintas respuestas al descenso de las precipitaciones en del ciclo hidrológico (Edwards y McKee, 1995; McKee <i>et al.</i> , 2002; Hayes <i>et al.</i> , 1999) pudiéndose calcular para escalas temporales de 3, 6, 12, 24 y 48 meses. Resulta muy adecuado para el seguimiento espacial de las sequías en tiempo real, permite determinar la intensidad de la sequía y determinar el inicio y el fin de una sequía (Vicente Serrano, 2006). Además permite realizar comparaciones entre distintas localidades con distintos climas y, al estar normalizado, se pueden representar tanto periodos secos como periodos húmedos (OMM, 2012). Para, el contexto español el más adecuado es el SPI12 puesto que los impactos no suelen apreciarse hasta que no ha pasado un año y además es más adecuado utilizar la mediana como valor central (Pita López, 1997). Su principal limitación es que solo utiliza datos de precipitación y no tiene en cuenta la relación de evapotranspiración real/evapotranspiración potencial (ETR/ETP).
Standardized Precipitation Evapotranspiration Index (SPEI)	Vicente Serrano <i>et al.</i> , (2010) incorporan la variable de la evapotranspiración potencial al SPI y crean el SPEI. Se basa en registros de precipitación y evapotranspiración y así combina la sensibilidad del PDSI a los cambios en la demanda de evaporación, con la sencillez de cálculo y la naturaleza multi-temporal del SPI (Vicente Serrano <i>et al.</i> , 2012).

Fuente: Elaboración propia

Tabla 6. Indicadores de sequía más utilizados clasificados para caracterizar las sequías agronómicas e hidrológicas.

Indicadores de sequía agronómica	
Crop Moisture Index (CMI)	Creado por Palmer en 1968 para medir las variaciones semanales en la disponibilidad de humedad del suelo para el cultivo. Su cálculo se basa en datos semanales de temperatura media y precipitación total y el valor del CMI de la semana anterior por lo que responde rápidamente a variaciones de estas variables pero no es útil para medir la sequía hidrológica (Marcos Valiente, 2001).
ETR/ETP	Se elabora a partir de la comparación entre la evapotranspiración potencial (ETP), que es la evapotranspiración que se produciría con humedad del suelo y cobertura vegetal en condiciones óptimas, y la evapotranspiración real (ETR), que es la pérdida de agua realmente experimentada por el conjunto agua-suelo. Cuando el aprovisionamiento de agua es adecuado $ETP=ETR$ y cuando hay insuficiencia de agua $ETP>ETR$. De esta manera, la diferencia entre ambas magnitudes expresa la carencia de agua para la vegetación y el cociente entre ambos parámetros, es decir, el índice de evapotranspiración (IE), representa una buena medida de la sequía.
Normalized Difference Vegetation Index (NDVI)	El NDVI se obtiene a partir de las imágenes del satélite NOAA-AVHRR y refleja el estrés hídrico experimentado por la vegetación, lo que lo convierte en un buen instrumento para evaluar el grado de sequía agronómica experimentado en una región determinada.
Indicadores de sequía hidrológica	
Palmer Hydrological Drought Index (PHDI)	El Índice de Sequía Hidrológica Palmer (PHDI) es un derivado del PDSI para corregir las anomalías de humedad que afectan a la cantidad de agua superficial, la disponibilidad de agua en el suelo y los niveles de reserva en los embalses del PDSI.
Surface Water Supply Index (SWSI)	El SWSI (Shafer y Dezman, 1982), se desarrolla como un complemento del PDSI, con el fin de evaluar las condiciones de humedad en el estado de Colorado y tiene como finalidad integrar las características meteorológicas, hidrológicas y operativas en un único índice a nivel de cuenca hidrográfica que describe la disponibilidad de recursos. Las variables que utiliza son tanto meteorológicas (precipitación) como hidrológicas (masa de nieve, caudal de ríos y reservas en embalses). Resulta un indicador sencillo de calcular y representa adecuadamente los recursos de agua superficiales. Entre sus principales debilidades, este índice se calcula específicamente para cada cuenca o región por lo que si hay una modificación en las condiciones de la cuenca o se produce un fenómeno extremo fuera de la serie registrada es necesario recalibrarlo.

Fuente: Elaboración propia

2.5.2. Indicadores de escasez

Al contrario de lo que ocurriría con los indicadores de sequía, ligados a variables físicas y meteorológicas, los indicadores de escasez están más ligados a la intervención humana y a la gestión de los recursos hídricos y deben ser capaces de medir la dificultad para satisfacer las demandas de agua, así como de utilizar parámetros orientados hacia el futuro, puesto que lo importante es cuantificar la magnitud del desequilibrio entre recursos y demandas y su posible evolución (Pita López, 2007). Existen numerosos indicadores que tratan de cuantificar los recursos de agua y relacionarlos de alguna manera con las demandas con el fin de medir la escasez de agua. En la Tabla 6 se presentan las características de los índices de escasez más utilizados.

Tabla 7. Indicadores de escasez

Indicadores de escasez	
Water Stress Index (WSI)	El WSI (Falkenmark <i>et al.</i> , 1989) atiende a la lógica de que, conociendo la cantidad de agua que necesita una persona para satisfacer sus necesidades, la disponibilidad de agua por persona puede servir como una medida de la escasez. Como principal ventaja destaca la facilidad para su cálculo y su interpretación intuitiva. Entre sus desventajas destaca que el cálculo se realiza en base a promedios anuales, por lo que no se identifican las variaciones estacionales, no tiene en cuenta las infraestructuras que modifican la disponibilidad de agua y el establecimiento de los umbrales no tiene en cuenta las diferencias en la demanda entre países (Rijsberman, 2005).
Índice Social de Estrés Hídrico (ISEH)	Ohlsson (1998, 1999) modificó el WSI de Falkenmark (1989) para incorporar la dimensión adaptativa a través de medios económicos y tecnológicos de la sociedad al estrés hídrico utilizando para ello el Índice de Desarrollo Humano (IDH) del PNUD. El WSI advierte la situación de escasez en el territorio al considerar el volumen de agua que tiene que compartir cierta población, mientras que el IDH mide la capacidad de la sociedad a adaptarse a dicha situación de escasez a través del desarrollo de salud, institucional y económico (mediante las variables del índice: nivel de vida, educación y PIB, respectivamente). Al relacionar estos dos índices se puede identificar si la sociedad es capaz de adaptarse a la situación de estrés en función de los tres elementos citados, al resultar diferentes situaciones de estrés social en función del nivel de escasez de agua y el de capacidad de adaptación.
Water Resources Vulnerability Index (WRVI)	El WRVI (Shiklomanov, 1991) compara la disponibilidad nacional de agua en Rusia con las evaluaciones de la demanda nacional de agua en la agricultura, la industria y el uso doméstico. Raskin <i>et al.</i> , (1997) utiliza el modelo de Shiklomanov pero sustituye la demanda de agua por las extracciones, para realizar una evaluación más objetiva al utilizar usos y no demandas. Así, el Índice de WRVI es el resultado de la proporción del total de las extracciones de agua anuales (cantidad de agua extraída de ríos, arroyos y/o acuíferos subterráneos para satisfacer las necesidades humanas) relativas al total de recursos disponibles, expresado en porcentaje. Según este índice, habría una situación de escasez cuando la extracción de recursos está entre el 20-40%, mientras que si se supera el 40% la situación es de escasez severa. Este mismo método se ha definido como Índice de criticidad por Alcamo <i>et al.</i> , (1997) que utilizan los mismos umbrales para establecer el estado de la escasez de un país. Las principales críticas a este tipo de indicadores es que no tienen en cuenta el porcentaje de recursos disponibles que pueden ser realmente utilizados, no distingue entre usos de agua consuntivos y no consuntivos y no tienen en cuenta la capacidad de adaptación de las sociedades al estrés hídrico (White, 2012).
International Water Manag. Institute Index	El (IWMI) incluye en el análisis las infraestructuras disponibles en cada país y su disponibilidad de agua, limitando las mediciones de demanda a los usos consuntivos y tratando de medir la capacidad de adaptación de un país, aunque esto se limite a medir su potencial para desarrollar nuevas infraestructuras e implementar sistemas más eficientes. Este enfoque, introduce nuevas variables que lo hace más sofisticado pero limita la capacidad de adaptación al plano económico y no tiene en cuenta la capacidad de las personas para adaptarse a una menor disponibilidad de agua.
Water Explotation Index (WEI)	Desarrollado por la EEA (2005) es el indicador utilizado en los informes anuales sobre escasez de agua en la Unión Europea. El indicador presenta: i) la extracción total de agua dulce anual en un país como porcentaje de su media a largo plazo disponibles de agua a partir de recursos renovables de agua dulce; ii) la extracción de agua subterránea anual como porcentaje de los recursos subterráneos anual disponibles y iii) la extracción anual de agua superficial como un porcentaje de los recursos anuales disponibles de agua superficial. Esta última se calcula como el total de recursos de agua dulce (entrada externa más precipitaciones menos la evapotranspiración) menos el agua subterránea disponible para la abstracción. La abstracción total de agua dulce incluye agua extraída de cualquier fuente de agua dulce, ya sea de forma permanente o temporal, de drenaje, o de las captaciones de agua de precipitación, pero excluye el agua utilizada para la generación de energía hidroeléctrica. El período mínimo que se tiene en cuenta para el cálculo de los promedios anuales de largo plazo es de 20 años. Como limitaciones de este índice hay que señalar que la extracción de agua dulce no distingue entre agua extraída que se redirige después de su uso (y después de un tratamiento adecuado) de vuelta a la masa de agua o si se utiliza con fines de riego con la evaporación inevitable. En segundo lugar, para su cálculo se utilizan datos nacionales y hacen caso omiso de las condiciones regionales temporales, por lo que en un país con una variabilidad como la de España, su uso no resulta del todo adecuado más allá de una valoración general de la situación. Recientemente se ha introducido otro indicador relacionado, denominado WEI+, que se corresponde con la proporción de recursos consumidos (captaciones menos retornos) respecto al volumen total de recursos renovables. El WEI se corresponde con el Índice de Explotación Hídrica, mientras que el WEI+ se corresponde con el Índice de Consumo Hídrico.

Fuente: Elaboración propia

2.6. Sequías en España

La distribución de las precipitaciones en España se caracteriza por su variabilidad e irregularidad interanual, la elevada diversidad de regímenes pluviométricos estacionales y una compleja distribución espacial (Martín-Vide, 1996). Esta irregularidad responde, por un lado, a la posición latitudinal que ocupa la Península Ibérica en la transición entre dos zonas climáticas distintas, la oceánica y la mediterránea y, por otro, a su extensión territorial y diferente orografía (Gil Olcina y Olcina Cantos, 2000). Los valores más altos de precipitación se concentran en zonas de montaña y áreas expuestas a flujos húmedos del Atlántico, observándose un descenso gradual hacia el sur, que se acentúa a medida que nos acercamos al sudeste (Olcina Cantos, 2006). Esta distribución de las precipitaciones ha dado lugar a la tradicional distinción regional entre la “España húmeda”, donde las precipitaciones anuales superan los 800 mm/año y la “España seca”, donde las precipitaciones medias se sitúan entre los 300 y los 800 mm/año. El paso de la “España húmeda” a la “España seca” se realiza a través de una zona de transición en la que las precipitaciones disminuyen de norte a sur y de oeste a este, situándose en torno a los 600-800 mm/año. Por último, la “España árida” se corresponde con aquellos lugares que reciben menos de 300 mm/año y se localizan principalmente en el sureste peninsular y en el flanco levantino.

A pesar de que en España llueve lo suficiente como para satisfacer las demandas (Olcina Cantos, 2008), la mencionada variabilidad de las precipitaciones se combina con una creciente demanda de agua para distintos usos (Quiroga *et al.*, 2011) y un aumento en la frecuencia de episodios de sequía en la Península desde la década de 1970 (Vicente Serrano, 2006).

Las sequías más graves, en lo que a pérdidas se refiere, son las de los períodos 1941-1945, 1979-1983, 1990-1995 y 2004-2008, que afectan prácticamente a la totalidad del territorio español. Pese a que, como ya se ha avanzado, la determinación de los impactos y las pérdidas asociadas a las sequías es una tarea bastante complicada, se pueden ofrecer algunos datos que justifican de manera determinante la importancia de las investigaciones sobre la gestión de la sequía en España.

En relación a los abastecimientos urbanos, la sequía de principios de los ochenta provocó restricciones que afectaron a más de 2,7 millones de personas. Esta cifra asciende en el periodo seco de los noventa hasta los 10 millones de afectados, generando graves restricciones en poblaciones como Granada, Jaén, Sevilla, Toledo y las zonas de la Bahía de Cádiz y la Costa del Sol, con restricciones de hasta el 30 % y cortes diarios de hasta nueve y diez horas (Ministerio de Medio Ambiente, 2001). En agosto de 2005, tras uno de los años hidrológicos más secos de las últimas décadas, el número de municipios que tuvieron que recurrir a camiones cisternas para el abastecimiento superó el centenar, localizados esencialmente en Aragón y Cataluña (Olcina Cantos, 2008).

En lo que respecta a la agricultura, el período seco de los noventa fue también el que tuvo consecuencias más importantes. Durante esta sequía llegaron a producirse restricciones en los abastecimientos para riego del 30 % en determinadas zonas del Tajo, 10 % en la cuenca del Guadiana, un 50 % en la del Guadalquivir, más de un 60 % en algunas zonas del Segura y Júcar, y un 40 % en el Ebro, cuantificándose las pérdidas económicas en torno a casi 4500 millones de euros, principalmente por la pérdida de rentabilidad en el campo y la pérdida de cuota de mercado para la exportación de productos (Del Campo, 2008)

Además, las sequías produjeron importantes efectos ambientales cuyos valores no pueden cuantificarse económicamente. Estos se vinculan con la degradación de ecosistemas acuáticos, la destrucción de hábitats, la pérdida de calidad del agua y la proliferación de riesgos asociados como los incendios forestales.

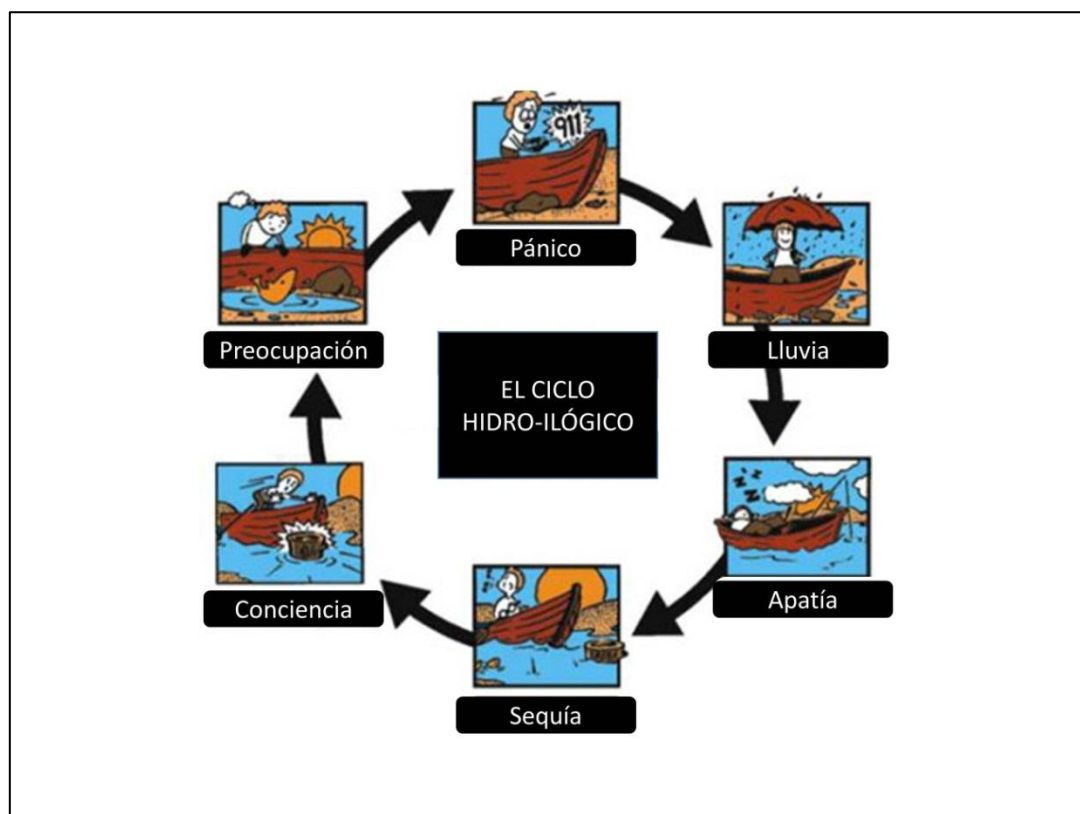
2.7. De la gestión de crisis a la gestión de riesgos

Las estrategias tradicionales de gestión de la sequía se han basado en la consideración de estos fenómenos como desastres ante los que nada o poco se podía hacer, más allá de la aplicación de medidas reactivas y de emergencia una vez que se han manifestado los impactos. A este enfoque se le ha denominado el enfoque de la gestión de crisis (Wilhite *et al.*, 2000; UNISDR, 2005; WMO y GWP, 2014). Desde este punto de vista, la sequía se considera como una situación excepcional y los principales instrumentos políticos y de gestión utilizados son medidas de emergencia excepcionales, obras o infraestructuras para aumentar la oferta de recursos y compensaciones económicas para paliar los daños y pérdidas.

A la luz del aumento de pérdidas asociadas al riesgo de sequía, y pese a los esfuerzos realizados para paliar sus impactos, en las últimas décadas del siglo pasado algunos autores empiezan a cuestionar la eficacia de este tipo de enfoques reactivos para hacer frente a las sequías (Wilhite *et al.*, 2000; Knutson *et al.*, 1998). Las principales críticas a este enfoque son: (i) la ineficacia del enfoque reactivo para reducir las pérdidas asociadas a las sequías; (ii) la limitación de soluciones a aspectos técnicos en cuyo diseño no existe evaluación de alternativas ni participación de grupos de interés; (iii) la poca capacidad de reacción y adaptación mediante aplicación de medidas de urgencia una vez que se ha presentado el evento; y (iv) el énfasis en los impactos en lugar de en las causas subyacentes que los determinan.

Desde el *National Drought Mitigation Center* de la Universidad de Nebraska, Lincoln (EEUU), denuncian el carácter reactivo que impera en las estrategias de gestión de la sequía del enfoque de la gestión de crisis a través de lo que ellos denominan el *ciclo hidro-ilógico* que se presenta en la Figura 20.

Figura 20. El ciclo hidro-ilógico



Fuente: Traducido de *National Drought Mitigation Center* (<http://drought.unl.edu/>)

El sentido de urgencia sirve para desviar la atención sobre las causas fundamentales que hacen que un descenso en las precipitaciones genere situaciones de escasez, al atribuir la causalidad de la sequía al fenómeno natural —sin cuestionar la forma en que se gestiona y explota el recurso— por lo que el debate público se despolitiza y el poder de los expertos científicos aumenta, al tiempo que se otorga preferencia a soluciones tecnológicas (Kallis, 2008; Nevarez, 1996). Además, el sentido de urgencia es utilizado como pretexto para una toma de decisiones políticas justificadas en la situación de excepcionalidad eludiendo los mecanismos establecidos en la planificación sobre la justificación económica de las medidas, la determinación de las consecuencias ambientales, la evaluación de alternativas y los procesos de participación pública. Este tipo de estrategias reactivas centran la atención sobre la sequía únicamente cuando el fenómeno se presenta.

A raíz de las críticas referidas al enfoque de la gestión de crisis, emerge un enfoque alternativo, proactivo, orientado a la preparación, prevención y mitigación de los impactos, que centra el énfasis en la adaptación a la sequía y no tanto en la respuesta de emergencia (Knutson *et al.*, 1998). A este enfoque se lo denomina el enfoque de la gestión de riesgos (Wilhite *et al.*, 2000). Mientras que la gestión de crisis solo aborda los síntomas de la sequía a medida que estos se manifiestan en los impactos, la gestión de riesgos, por el contrario, se centra en identificar dónde están las vulnerabilidades (sectores, regiones, comunidades o grupos de población determinados) e implementa de forma sistemática medidas de mitigación y de adaptación que disminuyen el riesgo asociado a sequías futuras.

Las principales herramientas que se proponen desde este enfoque son, por un lado, los sistemas de monitoreo y alerta temprana, de manera que sea posible predecir, detectar y hacer un seguimiento a la sequía y, por otro, los planes de gestión de sequía en los que se recogen las distintas medidas a tomar a medida que la sequía avanza. Además, este enfoque exige la integración de este tipo de eventos dentro de la planificación hidrológica, aceptando la normalidad de la ocurrencia de las sequías, el cuestionamiento de las políticas de oferta de agua y la integración de la comunicación y la educación ambiental.

Aunque todavía en la práctica existen ciertas reticencias, este enfoque se ha integrado en las principales estrategias y guías de los organismos internacionales, como la Directiva Marco del Agua (2000), la guía para la reducción de la sequía de UNISD, *Drought Risk Reduction*.

Framework and Practices (UNISDR, 2009) o el documento *Directrices para una política nacional de gestión de sequías* (WMO y GWP, 2014).

2.7.1. Gestión de sequías en España

Las diferentes estrategias empleadas en España para hacer frente a las sequías han estado condicionadas por los propios paradigmas de gestión de los recursos hídricos. Estas estrategias se pueden enmarcar en los dos enfoques planteados en la sección anterior. Por un lado, el enfoque de la gestión de crisis, que se desarrolla y consolida a lo largo del siglo XX, en un contexto en el que la política hidráulica del país, basada en la intervención y transformación de la red hidrológica, se erige como política garante del desarrollo del país. Por otro lado, coincidiendo con la entrada del nuevo siglo, se reconoce a nivel institucional, aunque con ciertas reticencias todavía en la práctica, la necesidad de reorientar la gestión de las sequías hacia la gestión de riesgos.

2.7.1.1 Consolidación del enfoque de gestión de crisis durante el siglo XX

Habida cuenta de la importancia que tiene la manera en cómo percibimos e interpretamos un problema, y de cómo esto condiciona la manera en que nos enfrentamos a él, la percepción de la sequía y de las indigencias pluviométricas del país resulta un elemento clave no solo para entender la manera en cómo se han afrontado las sequías sino también para comprender cómo se ha articulado la política hidráulica del país desde mitad del siglo XIX.

La tradicional división del país entre la “España seca” y la “España húmeda” ha sido el pretexto que ha articulado la política hidráulica, cuyo principal objetivo ha sido corregir los desequilibrios territoriales y temporales de aportes de agua mediante la construcción de grandes infraestructuras —embalses y trasvases— (Arrojo, 2003; Arrojo y Naredo, 1997; López Ontiveros, 1998; Naredo, 1997a, 1997b; Ortega Cantero, 1992;). En efecto, la política de aguas del país ha estado íntimamente ligada a la asunción de las irregularidades espaciales y temporales de las aportaciones naturales de agua que han condicionado la disponibilidad del recurso. Si bien es cierto que la bandera del paradigma hidráulico regeneracionista, sobre el que existe numerosa literatura nacional e internacional (Gómez Mendoza y Ortega Cantero, 1987; Ortega Cantero, 1992; Arrojo, 2003; Naredo, 1997a,

1997b; López Ontiveros, 1998; Saurí y Del Moral, 2001), ha sido la corrección de los desequilibrios regionales de agua mediante la construcción de grandes embalses y trasvases, no es menos cierto que estas ideas derivan también de la habitual aparición de períodos de sequía, que había que aliviar para no poner en peligro el progreso y desarrollo que el paradigma hidráulico perseguía. En este sentido, mediante la construcción de grandes embalses y conexiones intercuenas, no solo se corrigieron las diferencias regionales, sino que también se redujo la vulnerabilidad frente al riesgo de sequía gracias a la flexibilidad y la capacidad de regulación que aportaba a los sistemas las infraestructuras de y la aportación de recursos externos.

Sin embargo, como afirma Naredo (1997a), lo que al principio tenía como objetivo equilibrar los desajustes físicos del país en cuanto a la disponibilidad de recursos hídricos, terminó por situar a las grandes obras de regulación como solución a los problemas de una escasez que cada vez más era producto de una construcción social. Bajo este modelo de utilización del agua —caracterizado por el débil control sobre los usos y la escasa responsabilidad sobre los costes, el recurso se concibe como un *input* productivo altamente subsidiado que, entre otros factores culturales y políticos, otorga legitimidad a la política hidráulica tradicional (Del Moral, 2006). Se conforma así una especie de círculo vicioso entre una política de oferta de agua a bajo precio, garantizada por la intervención del Estado mediante la construcción de nuevas infraestructuras de oferta, y la generación de nuevas situaciones de escasez resultado de una mala gestión y un uso desproporcionado del recurso, que volvían a legitimar la construcción de nuevas infraestructuras como única forma de enfrentar las mencionadas situaciones de escasez de agua. En este sentido, lo que con frecuencia hemos dominado sequía no es otra cosa que el estado al que nos ha llevado una política de aguas centrada en el continuo incremento de la disponibilidades de agua (Estevan, 2003).

Los últimos reductos de este paradigma hidráulico se sitúan en el anteproyecto del Plan Hidrológico Nacional (1993), propuesto por el gobierno del PSOE, que perseguía la creación de una red de embalses y conducciones a lo largo y ancho del territorio nacional que permitiera gestionar de manera unificada todos los recursos del país. De igual forma, el Plan Hidrológico Nacional (2001) del gobierno del PP reducía la ambición del anterior Plan prácticamente al trasvase del Ebro. Más tarde y con algunos avances importantes en la

manera de entender y gestionar los recursos hídricos, sobre todo gracias a las exigencias de la Directiva Marco del Agua (DMA) del año 2000, el gobierno socialista de José Luis Rodríguez Zapatero descartó finalmente el polémico trasvase del Ebro y puso en marcha el programa “Actuaciones para la Gestión y la Utilización del Agua (A.G.U.A)” en el año 2004 que, si bien es cierto que respetaba el criterio de unidad de cuenca como ámbito de gestión y planificación de los recursos hídricos y apostaba por la utilización racional de los recursos en las diferentes cuencas (reutilización, mejora de regadíos, etc.), mantenía la política de aumento de la oferta mediante la creación de grandes infraestructuras, en este caso de desalación (Meerganz, 2008).

Se puede afirmar que, de manera paralela a la evolución de los postulados del paradigma hidráulico como referencia de la política hidrológica del país, tanto en su consolidación en la década de los sesenta, como es su decaimiento con la entrada del siglo XXI, han cambiado las tendencias sobre la percepción de la sequía y por tanto también la manera de enfrentarse a ellas. Hasta la mitad del siglo pasado, en un contexto en el que la capacidad de regulación del país era prácticamente nula, la sequía se percibe como un rasgo característico del clima de cada región. Morales Gil *et al.* (2000) identifican el cambio en la percepción de la sequía como un hecho catastrófico tras el período seco de 1966-1967, de consecuencias importantes en el sureste ibérico, que se consolida en episodios posteriores (1979-1983, 1992-1995). Este cambio en la consideración de la sequía desde su interpretación como algo natural hacia su interpretación catastrófica se enmarca en un contexto en el que la política hidráulica se erige prácticamente como la política garante del país, que ve en la disponibilidad de agua el camino hacia el desarrollo y en la falta del recurso la limitación que pone trabas al mismo. Acorde a las ideas imperantes del momento, tras este periodo de sequía se aprueba el trasvase Tajo-Segura, uno de las herencias más representativas de aquel paradigma hidráulico, que todavía hoy sigue siendo foco de conflictos y tensiones (Hernández-Mora, 2013; San Martín *et al.*, 2015).

Tras el auge de las infraestructuras de regulación, las sequías se valoran por el mayor o menor volumen de los embalses para poder satisfacer las demandas. Al centrarse en los niveles de los embalses, se puede caer en el error de interpretar como sequía lo que en realidad es una situación de “déficit estructural” (Naredo, 1997b, Estevan y Naredo, 2004) relacionado con un uso ineficiente del agua o una mala gestión de los recursos hídricos que

nada tiene que ver con los niveles de precipitaciones. Esta percepción social del riesgo de sequía contribuye a que apenas se tomen en consideración la variabilidad y la incertidumbre al estimar los recursos disponibles.

Este cambio en la consideración de las sequías tiene, como no podía ser de otra manera, una influencia directa en la manera de afrontar estos periodos, pasando de la tradicional adaptación a las precipitaciones, a la aplicación de medidas reactivas y de emergencia. El desarrollo de la tecnología y las infraestructuras, así como el aumento en la capacidad de almacenamiento y distribución de recursos genera una falsa sensación de seguridad, fuertemente influida por las ideas imperantes de la época sobre el dominio y control de la naturaleza por el ser humano. Las soluciones planteadas desde este punto de vista han estado orientadas al aumento de la oferta de agua mediante la construcción de nuevas infraestructuras, transferencia entre cuencas y nuevas fuentes de recursos.

En este contexto, caracterizado por el productivismo y la intervención en los sistemas hidrológicos, en los últimos años no solo se ha consolidado el enfoque reactivo de la gestión de la sequía en España, sino que se ha aprovechado la aparición de cada periodo seco para justificar, legitimar y reforzar la consolidación de políticas de oferta de agua y la construcción de infraestructuras, como única solución viable para afrontar la escasez de agua (Paneque, 2015). Así, Del Moral (1996) define la sequía en España como la expresión de una crisis de sostenibilidad del modelo de gestión hidráulica vigente en las últimas décadas en el país. Como el propio Ministerio de Medio Ambiente reconoce (<http://www.magrama.gob.es/>), el dominio del enfoque de la gestión de crisis ha dominado las estrategias de gestión de las sequías en España. En la tabla siguiente se presentan las principales interpretaciones y consideraciones sobre sequía en las diferentes figuras legales del ordenamiento jurídico español desde la Ley de Aguas de 1879, hasta la Orden Ministerial que aprueba la Instrucción de Planificación Hidrológica en el año 2008.

Tabla 8. Tratamiento de la sequía en las distintas figuras de la legislación sobre agua en España

Figura legal	Concepción de sequía	Consideraciones sobre sequía
Ley de Aguas de 1879	Situación de escasez de agua de carácter temporal de diferentes intensidades.	En sequía extraordinaria, el Gobernador provincial podía expropiar temporalmente el agua a un particular para su uso en abastecimiento de la población (art. 168).
Ley de Aguas de 1985	La sequía extraordinaria es un estado de necesidad, urgencia o situación anómala o excepcional.	Amplía las facultades de la administración al incluir en el DPH las aguas subterráneas (art. 2) y restringe el derecho a indemnización. Introduce el Decreto de Sequía para aplicar las medidas que sean necesarias en relación a la utilización del DPH, aun cuando hubiese sido objeto de concesión en situaciones de sequías extraordinarias, sobreexplotación grave de acuíferos o estados de necesidad o urgencia. Además la realización de dichas obras será declarada de utilidad pública (art.56).
Ley 9/1996 , de medidas contra sequía	La persistencia gravísima de la sequía obliga una serie de medidas que deben ser acometidas con la máxima urgencia.	A pesar de enunciar la necesidad de medidas excepcionales y urgentes, se introducen modificaciones permanentes en la Ley de Aguas de 1985: i) se introduce el concepto de eficiencia en la gestión del agua y la falta de esta como motivo para revisar las concesiones; y ii) se establece un régimen sancionador ante infracciones graves en el incumplimiento de medidas extraordinarias adoptadas por sequía.
Ley 46/1999 que modifica la Ley de Aguas de 1985	Se justifica en base a la “intensísima sequía” sufrida en la última década.	Crea las figuras de “centro de intercambio”: instituciones y medidas que permiten al Organismo de cuenca realizar ofertas públicas para la adquisición de derechos de uso del agua que posteriormente pueden ceder a otros usuarios mediante una oferta pública de cesión a un precio establecido (actualmente regulado por art. 71 TRLA); y “contratos de cesión”: acuerdos entre dos titulares de concesiones o derecho al uso privativo de las aguas mediante el que el cedente cede al cesionario dicho uso privativo de forma temporal a cambio de compensación económica (actualmente regulado en artículos 67 a 70 del TRLA).
Directiva Marco del Agua (2000)	Las sequías no excepcionales deben estar integradas en la planificación hidrológica y su programa de medidas.	Las sequías prolongadas siempre que se deban a causas naturales o de fuerza mayor y que sean excepcionales o no hayan podido preverse razonablemente serán motivo justificado para la exención del cumplimiento de los objetivos ambientales de las masas de agua, quedando fuera del régimen sancionador (art. 4.6 y 11.5).
RD 1/2001 de Texto Refundido de la Ley de Aguas	No aparece una definición de sequía pero a lo largo del texto se hace referencia al carácter catastrófico de la sequía.	Considera obras hidráulicas de interés general las que tengan por objeto hacer frente a fenómenos catastróficos extremos como inundaciones, sequías y otros fenómenos excepcionales (art. 46b). Traspone las disposiciones de la Ley de 1985 sobre el uso de Decretos en circunstancias de sequías extraordinarias (entre otras) para que el Gobierno en Consejo de Ministros apruebe las medidas oportunas en relación al DPH (art. 58). Las sequías como motivo de revisión de concesiones de vertidos (art. 104). Regula los mecanismos para el funcionamiento de los centros de intercambio (art. 71) y los contratos de cesión (art. 67-70).
Ley 10/2001 de Plan Hidrológico Nacional	No define la sequía pero si hace alusión al uso sostenible del agua como método para conseguir una gestión eficaz de las sequías.	Su artículo 27 lo dedica a la gestión de las sequías y establece: a) el deber del Ministerio de Medio Ambiente de establecer un sistema de indicadores hidrológicos que permita a la Organismos de cuenca declarar formalmente las situaciones de alerta y eventual sequía; b) la obligación de los Organismos de cuenca de elaborar Planes Especiales de Actuación en situación de Alerta y Eventual Sequía (PES) en los ámbitos de los Planes Hidrológico correspondientes, incluyendo las reglas de explotación de los sistemas y las medidas a aplicar en relación al uso del DPH; c) las administraciones públicas responsables del abastecimiento urbano que atiendan singular o mancomunadamente a una población de más de 20 000 habitantes deberán elaborar Planes de Emergencia (PEM).
RD 907/2007, de RPH	No hay definición de sequía ni de sequía prolongada que sirva de referencia en los Planes Hidrológicos, solo traspone el artículo 4.6 de la DMA a la planificación.	En caso de sequías podrá aplicarse un régimen de caudales menos exigente si se cumplen las condiciones del artículo 38 sobre deterioro temporal de estado de las masas de agua (art. 18), siempre que se deba a causas naturales o de fuerza mayor que sean excepcionales o no hayan podido preverse razonadamente (art. 38.1) y siempre que en el plan hidrológico se especifiquen las condiciones para declarars dichas condiciones y las medidas que deben aplicarse (art. 38.2).
Orden ARM/2556/2008, de IPH	Sequía: fenómeno natural predecible que se debe a una falta de precipitación que da lugar a un descenso temporal significativo en los recursos hídricos disponibles (art. 1.2.62).	Definición de sequía prolongada en la planificación española como aquella sequía producida por circunstancias excepcionales o que no hayan podido preverse razonadamente (art. 1.2.63). Establece régimen de caudales durante sequías prolongadas (art. 3.4.3). Determina condiciones que deben cumplirse para admitir el deterioro de las masas de agua (art. 64) y la obligación de que el Plan recopile las medidas más importantes del PES (art. 8.2.1.2).

Fuente: Elaboración propia

En la actualidad y pese a los avances introducidos que reconocen la normalidad de este tipo de eventos (frente a la excepcionalidad propia del paradigma hidráulico tradicional) el uso de los Decretos de sequía todavía sigue teniendo un papel fundamental en la gestión de sequías, consolidando la permanencia de las ideas del paradigma hidráulico tradicional para afrontar este tipo de eventos. Sirva como muestra la aprobación en 2015 del Real Decreto 356/2015 de sequía en el ámbito territorial de la Confederación Hidrográfica del Segura y el Real Decreto 355/2015 de sequía en el ámbito territorial de la Confederación Hidrográfica del Júcar, para la aplicación de medidas excepcionales para paliar la situación de sequía en los territorios correspondientes.

La idoneidad de los Decretos de sequía como herramienta de gestión ha sido analizada y discutida por varios autores en los últimos años (Brufao, 2012; La Calle, 2007, Paneque, 2015; Urquijo *et al.*, 2015). De estas revisiones se pueden sacar dos conclusiones principales. Por un lado, la falta de coherencia existente entre el carácter de urgencia como pretexto y justificación de medidas excepcionales y la implantación de medidas que no pueden ser completadas en periodos cortos de tiempo (modernización de regadíos, construcción de plantas desoladoras, embalses), Este tipo de medidas son además, cuestiones estructurales y no soluciones coyunturales para paliar un período de sequía y por tanto deben tratarse desde la planificación y no desde la urgencia. Por otro lado, los autores citados coinciden en el abuso del concepto de “interés general” y del carácter de urgencia de la sequía para justificar la realización de actuaciones obviando las garantías jurídicas de su tramitación ordinaria (obras hidráulicas, contratos públicos, modificaciones legales, etc.), que han convertido a las Decretos de sequía en una especie de cajón de sastre en el que incluir aquellas actuaciones que no han podido justificarse por vía ordinaria.

2.7.1.2. Hacia el paradigma de la gestión de riesgos

En el contexto español se pueden señalar tres hitos que sientan las bases para el cambio de paradigma desde la gestión de crisis hacia la gestión de riesgos, que coinciden con la entrada del siglo XXI: la experiencia de la última gran sequía (1990-1995), la entrada en vigor de la DMA (2000) y la aprobación de la Ley de Plan Hidrológico Nacional (2001).

En primer lugar, la experiencia de la sequía de los noventa, considerada como una de las más severas de las últimas décadas y los importantes impactos económicos, ambientales y sociales que generó, pone en cuestión la eficacia de las medidas reactivas para hacer frente a

este tipo de eventos. Durante los cinco años que se prolonga este periodo seco, entre 1990 y 1995, se aprueban doce Reales Decretos para hacer frente a la sequía a través de medidas de emergencia, cinco Órdenes Ministeriales que modifican y/o amplían alguno de dichos Reales Decretos y dos Resoluciones de diferentes Secretarías relativos a obras de emergencia por sequía (Tabla 9). Estas medidas suponen la máxima expresión del enfoque reactivo de la gestión de crisis y, como reconoce el Libro Blanco del Agua publicado por el Ministerio de Medio Ambiente en el año 2001, estas medidas fueron planteadas de forma poco planeada, poco rigurosa y además no solucionaron en la mayoría de los casos los problemas generados. En el mismo Libro Blanco del Agua, se recomendaba el establecimiento de un sistema de indicadores de sequía para poder activar los planes de explotación con suficiente antelación.

En segundo lugar, la entrada en vigor de la Directiva Marco del Agua (DMA) en el año 2000 y su transposición al ordenamiento jurídico español a través de la Ley 63/2003 de 30 de noviembre, introduce importantes cambios en los objetivos de la gestión de los recursos hídricos, desde la centralidad que otorga el paradigma hidráulico al aspecto cuantitativo, hacia el protagonismo cualitativo de conseguir el buen estado ecológico de las masas de agua. En lo que se refiere a la gestión concreta de las sequías, si bien es cierto que la gestión de los fenómenos meteorológicos extremos no es uno de los objetivos prioritarios de la DMA (ni esta incorpora ningún artículo donde aborde concretamente los aspectos relativos a su gestión), sí pretende “contribuir a paliar los efectos de las inundaciones y las sequías” (Artículo 1.DMA), lo que supone una oportunidad para incorporar la gestión de la sequía en la planificación y realizar una gestión preventiva, coyuntural y de recuperación (La Calle, 2007).

Por último, hay que destacar la aprobación de la Ley de Plan Hidrológico Nacional (2001) donde, a pesar de que se mantienen las ideas de paradigma hidráulico tradicional, en referencia a las sequías y como novedad en el contexto europeo, su artículo 27 incluye la exigencia de elaborar Planes Especiales de Actuación en Situación de Alerta y Eventual Sequía (PES) y Planes de Emergencia para sistemas de abastecimiento urbano de más de 20.000 habitantes (PEM). Además, incluye la obligación del Ministerio de Medio Ambiente de elaborar un sistema global de indicadores que permita prever las sequías y que sirva de referencia para los Organismos de cuenca. Este hito se reconoce por parte del propio Ministerio como el punto de inflexión que marca el cambio de paradigma hacia la gestión de las sequías como riesgos y no como crisis (Paneque, 2015).

Tabla 9. Legislación estatal en materia de sequías aprobada entre 1990-1995

Disposición	BOE
Real Decreto Ley 2/1992 de 22 de mayo por el que se adoptan medidas urgentes para reparar los efectos producidos por la sequía.	27-05-92
Real Decreto 531/1992 de 22 de mayo por el que se adoptan medidas administrativas especiales para la gestión de los recursos hidráulicos.	27-05-92
Real Decreto 955/1992 de 31 de julio por el que se desarrolla el Real Decreto Ley 3/1992.	01-08-92
Real Decreto Ley 5/1993 de 16 de abril por el que se autorizan determinadas acciones en relación con las cuencas del Tajo y del Segura.	27-04-93
Real Decreto Ley 8/1993 de 21 de mayo por el que se adoptan medidas urgentes para reparar los efectos producidos por las sequías.	27-05-93
Resolución de 12 de julio de 1993 de la Secretaría de Estado para las Políticas de Agua y Medio Ambiente por la que se determinan los ámbitos territoriales de los regadíos afectados por la sequía.	23-07-93
Real Decreto 134/1994 de 4 de febrero por el que se adoptan medidas administrativas especiales para la gestión de los recursos hidráulicos al amparo del artículo 54 de la Ley de Aguas. (corrección de errores 10-03-1994).	18-02-94
Real Decreto Ley 6/1994 de 27 de mayo por el que se apoyan medidas urgentes para reparar los efectos producidos por la sequía	28-05-94
Orden de 30 de junio de 1995 por la que se determinan los ámbitos territoriales afectados por la sequía, en secano y regadío, y se establecen criterios para la aplicación de ayudas previstas en el Real Decreto Ley 4/1995 de 12 de mayo.	05-07-94
Orden de 29 de junio de 1994 del Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación por la que se desarrolla el artículo 2 del Real Decreto Ley 6/1994 de 27 de mayo.	06-07-94
Orden de 7 de julio de 1994 del Ministerio de la Presidencia por la que se determinan los ámbitos territoriales afectados por la sequía, en secano y regadío.	08-07-94
Real Decreto Ley 1/1995 de 10 de febrero por el que se arbitran medidas de carácter urgente en materia de abastecimientos hidráulicos.	13-02-05
Real Decreto 615/1995 de 21 de abril por el que se aprueban medidas complementarias tendentes a paliar los problemas de abastecimiento a la comarca de Puertollano (C. Real).	11-05-95
Real Decreto 4/1995 de 12 de mayo por el que se aprueban medidas urgentes para reparar los efectos producidos por la sequía.	18-05-95
Orden de 30 de mayo de 1995 del Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación por la que se desarrolla el artículo 2 del Real Decreto 4/1995, de 12 de mayo por el que se aprueban medidas urgentes para reparar los efectos producidos por la sequía.	01-07-95
Real Decreto Ley 6/1995 de 14 de julio por el que se adoptan medidas extraordinarias. Excepcionales y urgentes en materia de abastecimientos hidráulicos como consecuencia de la persistencia de la sequía.	22-07-95
Orden de 27 de julio de 1995 del Ministerio de Economía y Hacienda por la que se desarrolla el Real Decreto Ley 4/1995 de 12 de mayo en relación con la compensación de los beneficios fiscales en el Impuesto sobre Bienes Inmuebles de naturaleza rústica a los Ayuntamientos afectados por la sequía.	01-08-95
Real Decreto Ley 7/1995 de 4 de agosto por el que se autoriza el trasvase de 55 hm ³ a la cuenca del Segura	08-08-95
Real Decreto Ley 8/1995 de 4 de agosto por el que se adoptan medidas urgentes de mejora del aprovechamiento del Trasvase Tajo-Segura.	08-08-95
Orden de 13 de octubre de 1995 por la que se amplía la relación de municipios que se incluían en los anexos I y II de la Orden de 30 de junio por la que se determinan los ámbitos territoriales afectados por la sequía, en secano y regadío, y se establecen criterios para la aplicación de las ayudas previstas en el Real Decreto Ley 4/1995 de 12 de mayo.	14-10-95
Resolución de 18 de julio de la Secretaría de Estado de Política Territorial y Obras Públicas por la que se hace público el Acuerdo de Consejo de Ministros relativo a las obras de emergencia.	25-10-95

Fuente: Ministerio de Medio Ambiente, 2001

La idea de la introducción de la gestión de las sequías en la planificación hidrológica, se traduce en la elaboración de los planes hidrológicos fundamentalmente de dos maneras. En primer lugar, la sequía es considerada como tema importante en todos los Esquemas de Temas Importantes (ETIs). En segundo lugar, como ya se ha comentado, a través de la obligación de la aprobar y coordinar los PES y PEM con los Planes de Demarcación.

De manera general, los planes de gestión de sequías se pueden definir como herramientas de gestión que se apoyan en el establecimiento de un sistema de indicadores que permite prever y hacer un seguimiento de la evolución de un periodo de sequía y establecer una serie de medidas progresivas conforme avanza el fenómeno, con el objetivo de minimizar los impactos ambientales, económicos y sociales de las situaciones de sequía. En España, de acuerdo al artículo 27 de la Ley de PHN, la articulación de los planes de sequía se hace en función de los Planes Especiales ante Situaciones de Alerta y Eventual Sequía (PES) y los Planes de Emergencia para abastecimientos urbanos (PEM).

La elaboración de los PES en el ámbito de la Demarcación corresponde a los Organismos de cuenca y deben incluir las reglas de explotación de los sistemas y las medidas a aplicar en relación con el uso del dominio público hidráulico (Artículo 27. LPHN).

El uso de los indicadores se fundamenta en la idea de hacer balances hidrológicos sencillos, mediante la comparación de los recursos disponibles y las previsiones de incremento de los mismos con las demandas establecidas para estimar la probabilidad de que se produzcan situaciones de escasez y determinar la gravedad de dichas situaciones para satisfacer las demandas. De esta manera, la imposibilidad de atender la demanda con las probabilidades de aportación fijada permite establecer diferentes umbrales de sequía que sirven de referencia para la aplicación de diferentes tipos de medidas. En la siguiente Tabla 10 se resumen los criterios establecidos para la fijación de los umbrales en cada uno de los sistemas (abastecimiento, riego mixtos) en los que se clasifican los planes de sequía y que que en ocasiones no sistemas de explotación establecidos en los planes hidrológicos).

Para caracterizar cada una de esas situaciones se utilizan una serie de indicadores hidrológicos que se pueden diferenciar en dos categorías: indicadores de estado e indicadores de valoración. Los indicadores de estado permiten un seguimiento de la situación en términos de relación recursos–demandas, facilitando una evaluación de la gravedad de la situación mediante la fijación de los umbrales.

Tabla 10. Criterios para la fijación de umbrales de estado de sequía

Umbral	Tipos de Sistema		
	Abastecimiento	Riego	Mixto
Prealerta	No es posible garantizar 3 años la demanda urbana si las aportaciones que reciba el Sistema en los próximos 3 años naturales son iguales o inferiores a las calculadas con el percentil 1%.	No es posible garantizar 3 campañas de riego, 1 normal y 2 con el 80% de las dotaciones, si las aportaciones que reciba el Sistema en los próximos 3 años hidrológicos son iguales o inferiores a las calculadas con el percentil 5%.	No es posible garantizar 3 años de abastecimiento y 3 campañas de riego, 1 normal y 2 con el 80% de las dotaciones, si las aportaciones que reciba el Sistema en los próximos 3 años hidrológicos son iguales o inferiores a las calculadas con el percentil 5%.
Alerta	No es posible garantizar 2 años de demanda urbana si las aportaciones que reciba el Sistema en los próximos 2 años naturales son iguales o inferiores a las calculadas con el percentil 1%.	No es posible garantizar 2 años de campaña de riego con el 80% de las dotaciones normales si las aportaciones que reciba el Sistema en los próximos 2 años hidrológicos son iguales o inferiores a las calculadas con el percentil 5%.	No es posible garantizar 2 años de abastecimiento y 2 años de campaña de riego, con el 80% de las dotaciones normales, si las aportaciones que reciba el Sistema en los próximos 2 años hidrológicos son iguales o inferiores a las calculadas con el percentil 5%.
Emergencia	No es posible garantizar 1 año la demanda urbana si las aportaciones que recibe el Sistema en el próximo año son iguales o inferiores a las calculadas con el percentil 1%	No es posible garantizar el 60% de las dotaciones normales de la campaña de riego si las aportaciones que recibe el sistema en el próximo año hidrológico son iguales o inferiores a las calculadas con el percentil 5%	No es posible garantizar 1 año de abastecimiento y de campaña de riego, con el 60% de las dotaciones normales, si las aportaciones que recibe el Sistema en el próximo año hidrológico son iguales o inferiores a las calculadas con el percentil 1%

Fuente: Junta de Andalucía, 2007

Los más habituales son los derivados de la comparación del nivel de recursos embalsado con las demandas asociadas. Los indicadores de valoración aportan información complementaria a los gestores del sistema para valorar la incidencia de la sequía y la viabilidad de las posibles medidas. Como indicadores de estado se utilizan entre otros, la pluviometría, los niveles piezométricos, los caudales fluyentes y la calidad del agua (Junta de Andalucía, 2007). El Índice de Estado (I_E) es el resultado de la integración de diferentes indicadores de estado. El I_E se normaliza entre valores de 0 a 1 y dependiendo del resultado obtenido se identifica el estado de sequía en el que se encuentra el sistema para la aplicación de diferentes tipos de medidas.

El PES introduce dos aspectos fundamentales para lograr la integración de la gestión de la sequía en la planificación. Por un lado, la tarea de proponer, diseñar y discutir las medidas a aplicar en un periodo de sequía de manera preventiva; es decir, antes de que aparezca el fenómeno, aleja el sentido de urgencia y la aplicación unilateral de medidas propia de los Decretos de sequía. Por otro lado, el PES establece medidas diferenciadas para cada una de

las fases, incluso en fase de normalidad, lo que lo convierte en una herramienta flexible que permite la adaptación de las medidas a cada contexto y situación concreta. Sin embargo, en los propios PES se incluye la aprobación de Decretos de sequía como una de las posibles medidas para paliar los efectos de la sequía (en las fases de alerta y emergencia). Esto supone la manifestación de la debilidad o el fracaso del proceso planificador y, además, se convierte en el máximo exponente de la permanencia de las ideas reactivas y de urgencia derivadas del paradigma hidráulico tradicional, no por el hecho de incluir una medida *in extremis* sino por llevarse de nuevo al plano de urgencia y de la unilateralidad en las decisiones y permitir que se eludan las garantías jurídicas de propias, características que son propias del tradicional de gestión de este tipo eventos.

La otra herramienta establecida en el artículo 27 del TRLA es la obligatoriedad de las Administraciones públicas responsables de sistemas de abastecimiento urbano que atiendan, singular o mancomunadamente, a una población igual o superior a 20.000 habitantes de elaborar Planes de Emergencia en situación de Sequía (PEM). Estos planes se orientan exclusivamente a los sistemas de abastecimiento urbano, deben ser articulados con los PES y ser capaces de prevenir situaciones de sequía operacional que impliquen afecciones a las demandas o condiciones ambientales, prevenir el uso indebido de los recursos que comprometa un desarrollo sostenible, evitar las afecciones ambientales y conseguir, con estos condicionantes, unos costes de explotación mínimos (MAGRAMA, 2007).

Sin embargo, pese a la buenas intenciones sobre la elaboración y aplicación de herramientas de planificación de sequías, estas no se han traducido en documentos operativos de aplicación, como muestra el retraso en la elaboración y actualización de los PES, que debían haber estado aprobados en el año 2003, y no fueron aprobados hasta el año 2007, y que todavía no han sido actualizados, o la limitada aprobación de los PEM, que salvo algunas excepciones como por ejemplo el sistema de abastecimiento a Córdoba, el de abastecimiento y saneamiento de aguas de Sevilla, o el Plan Ecija, ni siquiera han sido elaborados.

Este retraso, en la elaboración de los PES y de su actualización (prevista cada seis años, para 2013 de acuerdo al calendario de actualización) dificulta la integración entre los PES vigentes, pero desfasados, y la planificación hidrológica relativa al segundo ciclo de planificación (2015-2021), aprobada a finales del año 2015. Esto supone un obstáculo importante para la integración de las estrategias de gestión de sequía en la planificación y se

plantea como uno de los retos fundamentales en el objetivo de reducción del riesgo de sequía (Paneque, 2015; Paneque y Vargas, 2014).

Para acabar este repaso sobre las diferentes herramientas de gestión de sequías, es necesario destacar que en las últimas décadas se han introducido nuevas herramientas que pueden aportar flexibilidad a los mecanismos de gestión de los recursos hídricos en periodos de sequía. Concretamente, la reforma de la Ley de Aguas de 1999 (Ley 46/1999) introdujo los dos mecanismos fundamentales de transmisión para la reasignación de derechos de uso del agua en el marco legal español: los contratos de cesión y los centros de intercambio. Los contratos de cesión permiten que el titular de los derechos de agua pueda transferir estos derechos a otro agente a cambio de una compensación económica, mientras que los centros de intercambio son mecanismos a través de los cuales los organismos responsables de la gestión de las cuencas pueden adquirir derechos de agua para luego poner a disposición de otros usuarios a modo de subasta pública.

Los mecanismos de intercambio de derechos y los bancos o mercados de agua pueden aportar flexibilidad cuando la disponibilidad del recurso es limitada, y ser una herramienta útil siempre que el marco institucional que los regule sea transparente, las transferencias sean coyunturales para combatir los efectos de una sequía, es decir no afecten a las propias concesiones y no se ponga en peligro la esencia del dominio público sobre caudales y ecosistemas (Arrojo, s.d; Hernández–Mora y Del Moral, 2015).

III. FUNDAMENTOS METODOLÓGICOS



Setenil de las Bodegas. Autor

Capítulo 3

Propuesta metodológica

3.1. Antecedentes en la evaluación de la vulnerabilidad

En las últimas décadas, muchos gobiernos e instituciones internacionales han reconocido el creciente interés por generar el cambio en la gestión de los riesgos naturales desde los enfoques reactivos propios de la gestión de crisis hacia los enfoques preventivos que propone la gestión de riesgos. En este contexto las metodologías de análisis de vulnerabilidad se consideran un elemento clave (EC, 2007; Birkmann, 2006; UNISDR, 2005, Wilhite y knutson, 2008).

En este sentido, la evaluación y la medición de la vulnerabilidad mediante el desarrollo de indicadores se plantea como un requisito fundamental para la integración de esta en los procesos de gestión de riesgos por varios motivos. En primer lugar, dentro del marco general de las funciones de los indicadores, la recolección de datos e información que exige el desarrollo de indicadores genera un aumento de conocimiento acerca de cómo funciona un determinado sistema expuesto al riesgo, que es en definitiva un elemento básico para poder tomar decisiones para su mitigación (Wisner y Walter, 2005). En segundo lugar, la información que pueden ofrecer los indicadores de vulnerabilidad pueden ser muy relevantes a la hora de plantear nuevos debates sobre cómo debe orientar la gestión de un determinado riesgo (Queste y Lauwe, 2006). Por último, los indicadores son fundamentales para sintetizar la información sobre fenómenos complejos como los riesgos y pueden ser muy útiles para apoyar a los gestores en los procesos de toma decisiones (Birkman, 2013; Queste y Lauwe, 2006).

Sin embargo, como ya se ha discutido en el primer capítulo, puesto que el concepto de vulnerabilidad es multidimensional y está sometido a la interpretación y definición desde diferentes disciplinas y puntos de vista, es difícil, cuando no imposible, establecer una manera universal de abordar su medición (Downing y Patwardhan 2004; Birkmann, 2006, 2013; Scheiderbauer y Ehrlich, 2006). En este sentido, Birkmann (2006) plantea que cuando tratamos de medir la vulnerabilidad, intentamos medir algo que todavía no hemos sido capaces de definir y Schöer (2008) puntualiza que, de hecho, la vulnerabilidad no puede ser medida sino deducida. Tener en cuenta esta matización cuando tratamos de realizar mediciones de vulnerabilidad es fundamental ya que incorpora la incertidumbre

propia de los riesgos, las metodologías, las variables y los indicadores de vulnerabilidad en el proceso de evaluación.

Sin embargo y pese a los avances realizados en los últimos años, derivados del creciente interés por la medición de la vulnerabilidad, todavía se plantean retos importantes que exigen y justifican la investigación y el desarrollo de nuevas técnicas y metodologías. En el capítulo 1 se ha presentado los principales enfoques teóricos sobre la vulnerabilidad y se ha introducido el debate sobre las principales dificultades de la metodología de evaluación de la vulnerabilidad. Entre ellas, cabe destacar la dificultad que supone la variedad de definiciones e interpretaciones sobre vulnerabilidad a la hora de aplicar marcos operativos comunes, la dificultad de introducir las dinámicas de los procesos sociales, económicos y naturales en las evaluaciones, y la inadecuada identificación del *hazardscape*.

Además de estas dificultades teóricas se añaden una serie de limitaciones identificadas en la aplicación práctica de evaluaciones de vulnerabilidad. En primer lugar, se observa una falta de transparencia en los procesos sistemáticos llevados a cabo para la medición. En segundo lugar se aprecia una falta de integración de variables e indicadores de capacidad de adaptación, robustos, fiables y transparentes capaces de identificar las carencias y fortalezas de las características de una sociedad para hacer frente a un determinado riesgo (Birkmann, 2013). Además, se reconocen importantes carencias en la introducción de variables sociales e institucionales, por la dificultad que presenta su medición y cuantificación a pesar de que se consideren como variables fundamentales a la hora de reducir el riesgo. En este sentido, Adger (2006) y Cardona *et al.* (2012) destacan la importancia de complementar las medidas cuantitativas con las narrativas de las partes interesadas con el fin de captar mejor la complejidad de la vulnerabilidad y, por lo tanto, mejorar la evaluación.

Respecto a la introducción de variables sociales, uno de los trabajos más influyentes, tanto por la robustez de la metodología utilizada como por la novedad que supone desde el punto de vista de la medición de las variables sociales y su introducción en la evaluación cuantitativa de la vulnerabilidad, es el desarrollado por el *Hazards and Vulnerability Research Institute* de la Universidad de Carolina del Sur en Estados Unidos. Entre estos trabajos destacan, por un lado, el *Hazard of Place Model* (Cutter *et al.*, 2000), diseñado para revelar la vulnerabilidad de poblaciones que viven dentro de las zonas de riesgo, para lo que se

utilizaron nueve indicadores basados en variables sociales y demográficos como el género, la raza, la edad, el nivel de riqueza, las características de las viviendas, etc. Por otro lado, hay que mencionar el *Social Vulnerability Index (SOVI)* desarrollado por Cutter *et al.*, (2003) que utiliza una batería de 42 indicadores para evaluar las diferencias que generan las condiciones sociales entre los distintos condados de Estados Unidos. El objetivo del SOVI es identificar las desigualdades sociales y demográficas que influyen en la capacidad de preparación y respuesta frente a los riesgos naturales, para guiar la acción política en la reducción de la vulnerabilidad. Su planteamiento teórico se basa en una combinación de los modelos *Pressure and Release (PAR)* y *Hazard of Place Model* y propone un enfoque analítico que utiliza 42 variables socioeconómicas (derivadas del Censo de Población de los Estados Unidos) reducidas a 11 factores que representan aproximadamente el 76 % de la variación a nivel de condado para todo el país. Sin embargo, el SOVI parte de la idea de que la vulnerabilidad social es independiente del tipo de riesgo natural y este modelo no puede ser utilizado para la evaluación de la vulnerabilidad a la sequía, donde las características institucionales son mucho más relevantes para la determinación de la vulnerabilidad que las características sociales y demográficas.

En lo referente a las metodologías de evaluación de la vulnerabilidad frente al riesgo de sequía, estas también han experimentado un importante desarrollo en los últimos años, debido al creciente consenso sobre la importancia de este tipo de evaluaciones como pilar fundamental para la consolidación de un paradigma en la gestión de las sequías que se defina por estrategias preventivas y de mitigación. Sin embargo, también se observa una importante diversidad de perspectivas y metodologías utilizadas para su medición que dificultan la existencia de marcos operativos comunes. Las distintas metodologías utilizadas varían en función de: i) la propia forma de interpretar los conceptos de sequía y vulnerabilidad, encontrándose una serie de trabajos que solo tienen en cuenta aspectos físicos (Thomas *et al.*, 2015; Pandey *et al.*, 2010; Zhang *et al.*, 2014; Taylor *et al.*, 2013.), otros que se centran en la evaluación de las condiciones sociales y los medios de vida que generan diferentes vulnerabilidades (Wilhelmi y Wilhite, 2002; Luers *et al.*, 2003) y otros que tratan de analizar la vulnerabilidad a la sequía de una forma más holística y tratan de integrar la compleja trama de relaciones entre las condiciones socio-económicas y las físicas (De Stefano *et al.*, 2015; Iglesias *et al.*, 2009; Naumann *et al.*, 2014); ii) en función de los objetivos específicos del trabajo. Por ejemplo, Salvati *et al.*, (2009) realizan un análisis de la

vulnerabilidad del suelo a la sequía, otros trabajos se centran en analizar la vulnerabilidad de un sector concreto, como el turismo (Thomas *et al.*, , 2013), el sector agrícola (Ren, 2007; Murthy, *et al.*, 2015; Liu *et al.*, 2013; Wilhelmi y Wilhite 2002), el sector urbano (Garrote y Cubillo, 2008), mientras otros trabajos evalúan la vulnerabilidad global de los sistemas (De Stefano *et al.*, 2015); iii) en función de la escala de trabajo, encontrándose algunos trabajos a escalas nacionales o superiores (Naumann *et al.* 2014; De Stefano *et al.* 2015), aunque la mayoría se realizan a escalas menores en países, regiones o cuencas hidrográficas concretas (Liu *et al.*, 2013, Wilhelmi y Wilhite, 2002). La aplicación de un enfoque metodológico u otro no es mejor ni peor, sino que su utilidad está determinada por su éxito en la consecución de sus objetivos y funciones, que son identificar las diferentes características que generan la vulnerabilidad, para tratar de reducir el riesgo (Queste y Lauwe, 2006).

González Tánago *et al.*, (2016) realizan una revisión sistemática sobre las evaluaciones de la vulnerabilidad a la sequía concluyendo que es necesario seguir desarrollando y mejorando metodologías de evaluación a diferentes escalas que sirvan de referencia para el diseño de herramientas de mitigación más adecuadas, reflejando las necesidades específicas de cada contexto. Destacan también las dificultades encontradas en la inclusión de varios factores relevantes debidos a la falta de datos o las dificultades para su métrica, especialmente aquellos relacionados con las dimensiones institucionales.

Además, a nivel metodológico varios autores recomiendan la inclusión explícita de los supuestos utilizados durante todo el proceso, especialmente los que trabajan en la construcción del modelo conceptual utilizado para evaluar la vulnerabilidad a la sequía y los empleados en la elección y ponderación de los indicadores, con el fin de garantizar la transparencia y aumentar comparabilidad.

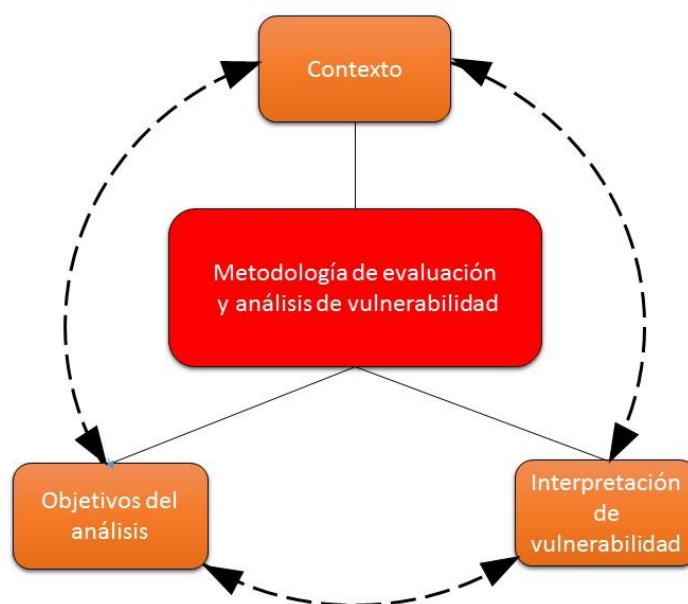
Respecto a la introducción de variables institucionales en las evaluaciones métricas de vulnerabilidad destacan los avances realizados en el proyecto europeo DROUGHT R&SPI, que introduce a una escala paneuropea la inclusión de variables e indicadores relativos a participación pública, cumplimiento de la legislación, herramientas de gestión, investigación, educación, etc., en lo que supone uno de los avances más importantes para conectar los marcos teóricos de vulnerabilidad en marcos operativos de evaluación. Los resultados del proyecto exponen la necesidad de seguir avanzando en este sentido

utilizando escalas territoriales menores, que permitan introducir nuevas variables e indicadores en el análisis.

3.2. Cuestiones previas al planteamiento metodológico

En general, la evaluación de la vulnerabilidad tiene como objetivo identificar las características físicas, económicas, tecnológicas, institucionales y sociales de los sistemas que aumentan el nivel de riesgo. Sin embargo, la forma de interpretar la vulnerabilidad, el contexto del análisis y los objetivos específicos perseguidos, determinan las diferentes metodologías empleadas en cada caso.

Figura 21. Factores que determinan la aplicación metodológica de los análisis de vulnerabilidad



Fuente: Elaboración propia

Como se ha visto en secciones anteriores, los conceptos de vulnerabilidad y sequía son dos conceptos complejos. La realidad fronteriza entre el medio natural y el medio social propio de la vulnerabilidad y la consideración de fenómeno híbrido de la sequía se traducen en discusiones semánticas e interpretativas sobre su significado y sus causas dependiendo del punto de vista desde el que se traten. En la práctica, esta indefinición conceptual e interpretativa de ambos fenómenos se traduce en la existencia de un amplio abanico de

metodologías orientadas a analizar las causas de la vulnerabilidad frente a la sequía que dificulta la existencia de marcos operativos universales.

La vulnerabilidad puede ser entendida como las condiciones físicas del fenómeno que hacen a las poblaciones vulnerables y los posibles impactos sobre estas. En ese caso, los estudios de vulnerabilidad se focalizan hacia la componente física del riesgo. La mayoría de los estudios orientados a analizar las causas de la vulnerabilidad a la sequía se han basado en evaluar la exposición potencial al evento físico, dando mayor importancia a las probabilidades climáticas de aparición de un descenso de las precipitaciones y su posible influencia sobre los distintos usos del agua (Liu *et al.*, 2013; Wang *et al.*, 2013). Otro trabajos sin embargo, en los que la vulnerabilidad se interpreta como una condición intrínseca a las sociedades expuestas al riesgo, se han centrado en determinar las causas de la vulnerabilidad social o las causas socio-económicas que determinan la vulnerabilidad (Iglesias *et al.*, 2007; Luers *et al.*, 2003;; Wilhelmi y Wilhite, 2002) y otros que tratan de analizar la vulnerabilidad a la sequía de una forma más holística y tratan de integrar la compleja trama de relaciones entre las condiciones socio-económicas y las físicas (De Stefano *et al.*, 2015; Iglesias *et al.*, 2009; Naumann *et al.*, 2014).

Por eso resulta conveniente, antes de abordar cuestiones metodológicas más concretas, hacer una recapitulación de cómo se entienden estos conceptos en este trabajo. Aunque esto ha sido debatido en profundidad en secciones anteriores, supone el punto de partida conceptual de todo el desarrollo metodológico y por ello esta recapitulación parece necesaria.

- Riesgo natural: Probabilidad de que un territorio o una sociedad pueda verse afectada por un fenómeno natural peligroso (Olcina Cantos y Ayala Carcedo, 2002).
- Vulnerabilidad: Condiciones determinadas por factores o procesos sociales, físicos, económicos y/o ambientales que aumentan la susceptibilidad de una comunidad al impacto de un peligro (UN/ ISDR, 2004).
- Sequía: Fenómeno natural que ocurre cuando la precipitación registrada se sitúa por debajo de los niveles normales generando desequilibrios en los sistemas hidrológicos que pueden tener una afección en la escasez de agua sobre las personas, el medio ambiente y las actividades económicas (ONU, 1994).

De las definiciones anteriores se derivan dos premisas básicas: por un lado, el interés de este trabajo por la sequía, entendida como riesgo, puesto que es lo que se puede gestionar (al contrario que la sequía como fenómeno natural, contra la que nada o poco se puede hacer) y por otro lado, la interpretación de los tres conceptos como híbridos, resultados de la interacción de procesos naturales y sociales. Por tanto, la vulnerabilidad frente al riesgo a la sequía se determina como el conjunto de características producto de las interacciones entre el sistema social y el sistema natural que hacen a las poblaciones susceptibles de sufrir perjuicios debido a un descenso en el nivel de precipitaciones por debajo de los registros considerados como normales.

Además, otro de los determinantes que condicionan los objetivos y las metodologías de los análisis de vulnerabilidad es el contexto natural y social en el que se presenta el riesgo de sequía. Por un lado, existen diferencias climáticas importantes entre unas regiones y otras que determinan la magnitud, severidad, frecuencia e intensidad de aparición de una sequía. Esto determina el nivel de exposición de un territorio o una sociedad al riesgo de sequía e influye no solo en los objetivos del análisis de vulnerabilidad sino también en si resulta pertinente realizar dicho análisis. Por otro lado, las condiciones sociales (en su más amplio sentido), individuales y colectivas, de la sociedad expuesta al riesgo son muy diferentes de unas regiones a otras.

Un ejemplo evidente de cómo las condiciones sociales y políticas determinan diferentes objetivos y marcos para la evaluación de la vulnerabilidad es la diferencia en los factores que determinan la vulnerabilidad a una sequía en una comunidad rural de un país en vías de desarrollo, con dificultades importantes de acceso al recurso, bajo nivel tecnológico y económico y debilidad en las instituciones, entre otros y los factores que determinan la vulnerabilidad a la sequía en los países donde el acceso al agua está garantizado, el nivel económico es suficiente y existe un desarrollo tecnológico suficiente. En el primer caso, la vulnerabilidad vendrá determinada por la insuficiencia de infraestructuras de captación y depuración de agua en situaciones de sequía, las dificultades de acceso a fuentes de emergencia, diferencias individuales de acceso al recurso, la educación, el género, etc. Por otro lado, en los países donde el nivel económico y tecnológico es capaz de garantizar el acceso al agua, los factores determinantes de la vulnerabilidad serán aquellos relacionados con la propia gestión del recurso y la ausencia de preparación o bien la demanda creciente

de agua para distintos usos. En este sentido, como afirma Morrow (2008), la comprensión del diferencial impacto de las amenazas como producto de la vulnerabilidad social y política de un lugar, y no como producto de la exposición, es un elemento crítico en la formulación de planes integrales de mitigación. Este aspecto es fundamental en la aplicación de los estudios de vulnerabilidad, ya que, si bien es cierto que resulta prácticamente imposible definir una sola forma de medir la vulnerabilidad a la sequía, está relativamente aceptado que las disparidades regionales son consecuencia de las diferencias en el capital natural y los recursos humanos y cívicos y, por tanto, resulta esencial incorporar los diferentes factores determinantes de la respuesta a la sequía, incluyendo aspectos sociales, económicos y ambientales (Smit *et al.*, 1999). Además, las condiciones sociales, políticas y la propia manera de abordar la gestión de los recursos hídricos y organizar los diferentes usos del agua, influirá en la elección de la escala de trabajo y en la necesidad de incluir o no la multiescalaridad propia de la gestión del agua en el análisis de vulnerabilidad a la sequía.

Por último, los objetivos del análisis también pueden justificar *per se* la aplicación de una determinada metodología. Se pueden encontrar estudios que tratan de realizar una evaluación de la vulnerabilidad frente al riesgo de sequía de manera general, tratando de analizar cómo la ocurrencia de una sequía afectaría a los principales usos del agua (De Stefano *et al.*, 2015), o aquellos que centran el análisis sobre un grupo o sector determinado. En este ámbito destacan los estudios orientados a evaluar la vulnerabilidad frente a la sequía agronómica (Chandrasekar *et al.*, 2009; Whilhelmi y Wilhite, 2002; Wang *et al.*, 2013; Wu *et al.*, 2013), o aquellos que tratan de analizar la vulnerabilidad sobre un determinado factor del sector agrícola (Salvati *et al.*, 2009; Zarafshani *et al.*, 2012), o hacia otros sectores como el turístico y recreativo (Thomas *et al.*, 2013).

Sea cual fuere la metodología de aproximación, en la literatura especializada, la evaluación cuantitativa de la vulnerabilidad se ha realizado en la mayoría de los casos, a través de la construcción de un Índice de Vulnerabilidad basado en la agregación ponderada de un conjunto de varios indicadores, de manera que el resultado es un valor único para cada entidad de estudio (Yohe y Tol, 2002, ; Iglesias *et al.*, 2007, Liu *et al.*, 2013; Naumann *et al.*, 2014; De Stefano *et al.*, 2015), aunque los esfuerzos para desarrollar indicadores de vulnerabilidad se han encontrado con una falta de acuerdo fundamental sobre la variables que pueden formar parte del análisis (Naumann, *et al.*, 2014; González Tánago *et al.*, 2016).

En coherencia con el desarrollo teórico planteando en el capítulo sobre vulnerabilidad, en este trabajo la evaluación de la vulnerabilidad a la sequía parte del marco metodológico propuesto por el IPCC (2001, 2007, 2012), que se define en función de la exposición, la sensibilidad y la capacidad de adaptación. Este marco ha sido utilizado en otras evaluaciones de vulnerabilidad frente al riesgo de sequía aunque la forma de aplicar la ecuación para el cálculo del índice compuesto de vulnerabilidad y la manera de interpretar e integrar en la misma cada uno de los componentes varía de unos trabajos a otros (González Tánago *et al.*, 2016) (Tabla 11).

Tabla 11. Selección de Evaluaciones de Vulnerabilidad a la Sequía (DVA) según el modelo del IPCC (2001)

Estudio	Ecuación	Exposición	Sensibilidad	Capacidad de adaptación
Antwi-Agyel <i>et al.</i> 2012 (nacional)	$V = (E + S - AC)$	Precipitaciones en el periodo de cultivo / lluvia anual en el periodo de cultivo	Índice de sensibilidad del rendimiento del cultivo = rendimiento esperado / rendimiento real	Capital humano (porcentaje de analfabetismo (%)), capital financiero (tasas de pobreza (%))
Assimakopoulos <i>et al.</i> 2014 (subnacional)	$V = (E + S - AC)$	Número de eventos de sequía, duración de la sequía, intensidad de la sequía; Índice de Explotación del Agua	Nivel de agua superficial, calidad del agua, densidad de población (cobertura de la demanda urbana y agraria), % de terreno irrigado, porcentaje de la agricultura en el PIB, tipo del cultivo / diversidad, intensidad del turismo	Acceso a la información, predisposición al cambio, conflictos, existencia de políticas de gestión de la sequía, actores e instituciones (jurisdicciones, disponibilidad de recursos), acceso a tecnología (de ahorro de agua), acceso a fuentes alternativas de agua, infraestructura
Bhattacharya y Das, 2007 (subnacional)	$V = f(E, S, AC)$	Probabilidad de sequía, mano de obra en la agricultura, población rural, proporción de terreno de regadío	Factores socioeconómicos (renta per cápita, coeficiente de Gini); tecnología (fertilizantes por ha, tractores por ha); actividad (porcentaje de frutas/verduras, porcentaje de cultivos oleaginosos)	Capacidad humana (analfabetismo y gasto en educación), gobernanza (porcentaje de la recaudación de impuestos), opciones de <i>coping</i>
Deems 2010 (nacional)	$V = \frac{(E + S + AC)}{3}$	Precipitaciones (media anual de precipitaciones) Sequía (SPI)	Recursos de agua (GW, plan de regadíos (área regada); recursos de la tierra (pendiente, suelo)	Capital humano (población); capital social (servicios, instituciones, participación social); capital financiero (propietarios de la granja, mano de obra, desempleados, € / propiedad agraria); capital físico (área agraria, piezas de ganado, diversidad de los cultivos y el ganado)

De Stefano <i>et al.</i> 2015 (regional)	$V = (E + S - AC)$	Características de la sequía	Uso del agua, estrés del hídrico, estado del masas de agua, población, relevancia socioeconómica (según sector)	Cumplimiento de la ley, herramientas de gestión de la sequía, participación ciudadana, conciencia sobre la sequía, educación, capacidad de innovación, desarrollo de los recursos de agua, disponibilidad y distribución de recursos económicos, capacidad financiera para la recuperación de una sequía
Fontaine y Steineman n, 2009 (subnacional)	$V = (I - AC)$ $I = (E + S)$	Frecuencia de la sequía, severidad, magnitud, duración, extensión espacial	Susceptibilidad del usuario de agua	La habilidad de los usuarios para gestionar o reducir los efectos adversos de una sequía a través de experiencias previas, durante o tras la sequía.
Liu <i>et al.</i> , 2013 (subnacional)	$V = \frac{(E + S)}{AC}$	Cambios temporales y espaciales de las precipitaciones anuales	Varianzas de las precipitaciones; varianzas de la temperatura; desviación de la cobertura vegetal; elevación media	Factor de producción población-economía (área de terreno cultivada, proporción de producción entre agricultura e industria), factor de acceso a información sobre ingresos (depósitos de ahorros y acceso a la información), habilidades y factor de productividad total (tecnólogos e ingresos)
Pereira <i>et al.</i> , 2011, 2014 (subnacional)	$V = \frac{EI + SI + (1 - ACI)}{3}$	Índice de aridez	Empleo en agricultura (%), sistema de producción en granjas de pequeños agricultores (%), nivel de dependencia en producción vegetal y ganadera de los ingresos de pequeños agricultores (%), % granjas de pequeños agricultores que se suplen de agua de lluvia, viviendas con acceso al suministro de agua	Viviendas propiedad legal de un agricultor (%), viviendas que reciben asistencia técnica, viviendas cuyo cabeza de familia sabe leer y escribir (%), viviendas cuyo cabeza de familia participa en asociaciones o sindicatos (%), viviendas con acceso al suministro de energía (%)
Wu <i>et al.</i> , 2013 (subnacional)	$VI = SI + ACI$	No se incluyen	Cantidad de recursos de agua por unidad, porcentaje de irrigación por uso de agua, porcentaje de área sembrada en zona de cultivo, densidad de población	PIB, renta neta de los residentes en áreas rurales, porcentaje de irrigación en zonas de cultivo, porcentaje de recursos subterráneos, coeficiente de utilización real de agua irrigada, porcentaje de escuelas de educación secundaria
Yuan <i>et al.</i> 2013 (subnacional)	$V = f(E, S, AC)$	Porcentaje de campos cultivados, porcentaje de arrozales y densidad de la población	Porcentaje de población rural, consumo de agua por Valor Añadido de Agricultura y valor añadido del consumo de agua de la industria	PIB per cápita, recursos fijos para la mitigación de la sequía, irrigación de emergencia, suministro de agua y porcentaje real de área regada

Fuente: Traducido de González Tánago *et al.*, 2016: 7

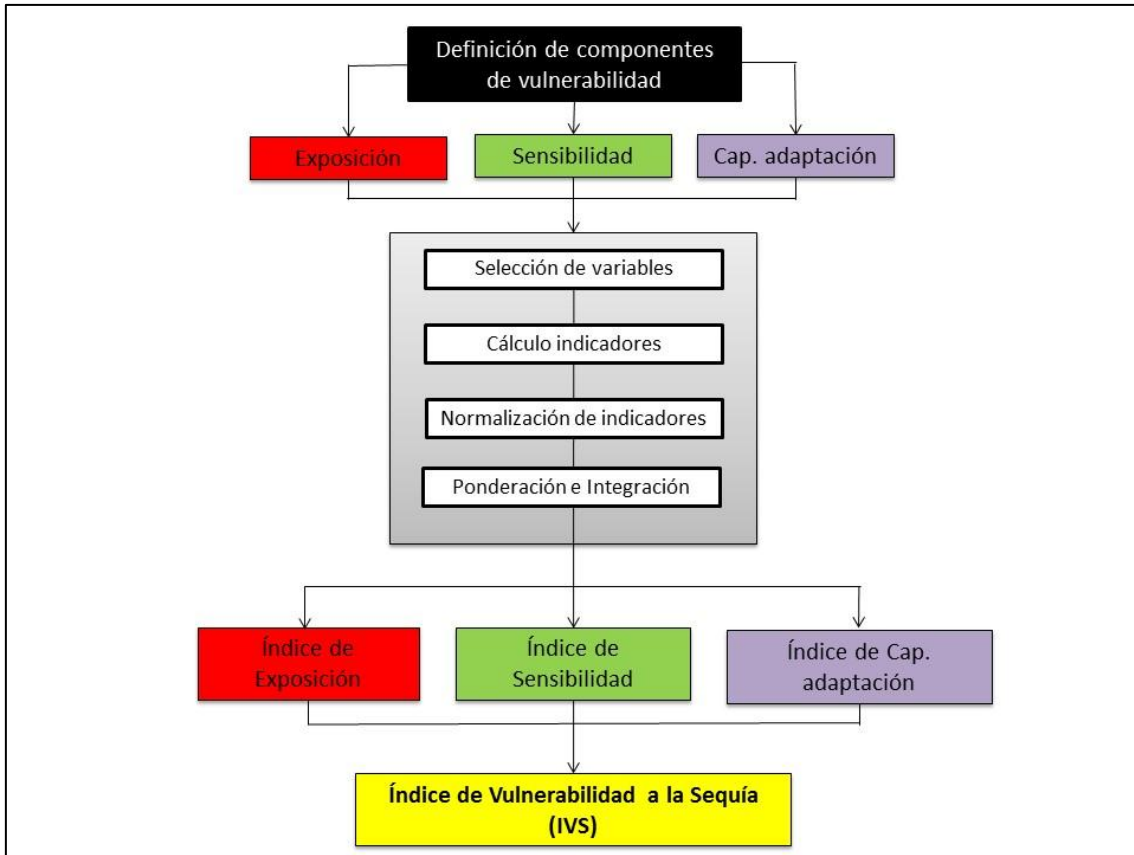
3.3. Planteamiento metodológico

Como ya se ha justificado en secciones anteriores, la reducción de las condiciones que generan vulnerabilidad es un objetivo fundamental en cualquier estrategia de mitigación del riesgo, por ello el fin de cualquier evaluación de vulnerabilidad frente al riesgo de sequía, se trate desde la óptica que se trate, debe ser el de identificar y analizar las causas que hacen a los sistemas vulnerables para, a partir de ahí, orientar los esfuerzos y las acciones para su mitigación. Para poder conseguir estos objetivos, el desarrollo de las metodologías de evaluación de vulnerabilidad no debe plantearse como una mera comparación de zonas en función de sus distintas vulnerabilidades sino que también deben ser capaces de identificar las causas que generan dichas vulnerabilidades.

En esta Tesis Doctoral se propone una metodología de evaluación y análisis de la vulnerabilidad frente al riesgo de sequía a escala de Demarcación Hidrográfica, con la que se pretende dar respuesta a tres objetivos principales: i) evaluar la vulnerabilidad a la sequía, ii) analizar las causas de la vulnerabilidad y iii) identificar los espacios de acción.

Para la *evaluación de la vulnerabilidad* frente al riesgo de sequía se ha desarrollado un índice compuesto: el *Índice de Vulnerabilidad a la Sequía (IVS)*. El objetivo del cálculo del IVS es evaluar el grado de vulnerabilidad de las diferentes unidades de análisis con el fin de identificar cuáles son más vulnerables. El uso de este tipo de índices es muy común en las metodologías de vulnerabilidad frente al riesgo de sequía y permite su representación cartográfica para facilitar el análisis de las diferencias espaciales. La metodología propuesta para el cálculo del IVS se presenta en la Figura 22.

Figura 22. Metodología propuesta para el cálculo del Índice de Vulnerabilidad a la Sequía (IVS)



Fuente: Elaboración propia

Siguiendo la Figura 22, y una vez justificada la elección del marco metodológico que se aplicará y los componentes de la vulnerabilidad (exposición, sensibilidad y capacidad de adaptación) que se analizarán, los siguientes pasos son: 1) definir las variables que caracterizan a cada uno de los componentes; 2) calcular los indicadores de cada una de las variables; 3) normalizar los indicadores de cada variable en una escala de 0-1 y 4) ponderar y agregar los indicadores en los diferentes índices de exposición, sensibilidad y capacidad de adaptación. Una vez calculado cada uno de los índices, estos se ponderan e integran en el *Índice de Vulnerabilidad a la Sequía (IVS)* según la siguiente ecuación:

$$IVS = \frac{IE + IS - ICA}{3}$$

Donde;

IVS = Índice de Vulnerabilidad a la Sequía

IE = Índice de Exposición

IS = Índice de Sensibilidad

ICA = Índice de Capacidad de Adaptación

Para el cálculo del IVS se considera que la exposición y la sensibilidad se relacionan de forma positiva con la vulnerabilidad, es decir, si el valor de estos componente aumenta, el valor del IVS aumentará. Por el contrario, la relación de la capacidad de adaptación con la vulnerabilidad es negativa por lo que a medida que la capacidad de adaptación aumenta, la vulnerabilidad y el IVS disminuirán. El cálculo del IVS es una buena herramienta para conocer el grado de vulnerabilidad de un sistema, identificar cuáles son las entidades del sistema que son más vulnerables y determinar y priorizar los esfuerzos de reducción de la vulnerabilidad y mitigación del riesgo. Sin embargo, esta acción exige un conocimiento previo de las causas concretas que generan dicha vulnerabilidad. Para ello, se propone una metodología de análisis de vulnerabilidad que, partiendo de las variables, indicadores e índices calculados permite completar la evaluación realizada.

En primer lugar, se propone el cálculo del peso relativo que cada uno de los componentes aporta al valor final de la vulnerabilidad. Para ello, y partiendo de los índices obtenidos para cada uno de los componentes de vulnerabilidad, se aplican las siguientes fórmulas:

$$IER = \frac{IE}{IE + IS + |-ICA|} * 100,$$

$$ISR = \frac{IS}{IE + IS + |-ICA|} * 100,$$

$$ICAR = \frac{ICA}{IE + IS + |-ICA|} * 100$$

Donde;

IER = Índice de Exposición Relativo

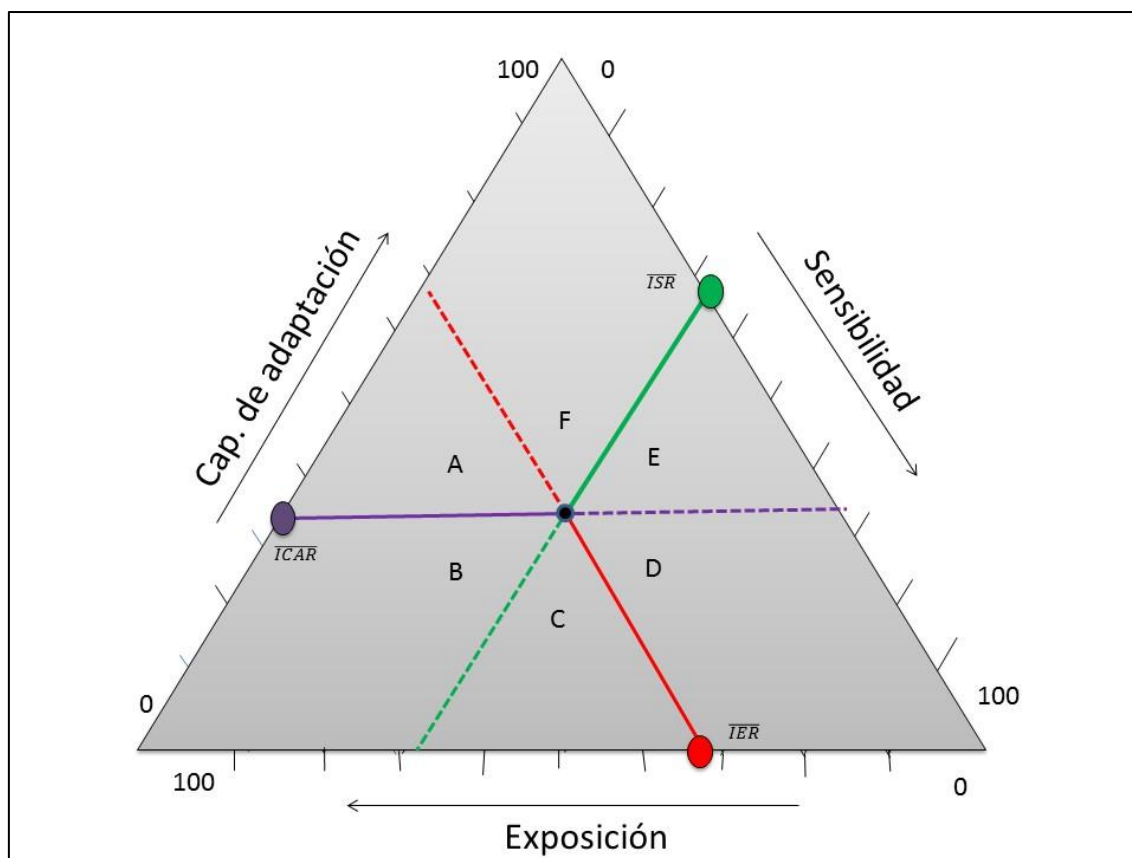
ISR = Índice de Sensibilidad Relativo

ICAR = Índice de Capacidad de Adaptación Relativo

Puesto que, para el cálculo del IVS se considera que la capacidad de adaptación se relaciona de forma inversa con la vulnerabilidad, es decir, altos valores de capacidad de adaptación suponen una menor vulnerabilidad, el cálculo de los índices relativos de cada uno de los componentes no se puede obtener utilizando la relación con el valor total del IVS, pues no reflejaría el valor real de los porcentajes de cada componente. Para corregir esta dificultad, se considera el valor absoluto de la capacidad de adaptación en el denominador de las ecuaciones presentadas, de manera que este sea el resultado de los valores obtenidos para cada uno de los componentes y así pueda obtenerse el índice relativo de cada uno de ellos.

Para representar los resultados de los pesos relativos de cada uno de los componentes se utiliza una adaptación del triángulo de la estructura de la vulnerabilidad propuesto por Liu *et al.* (2013), que se presenta en la Figura 23. Esta herramienta es especialmente útil para identificar y comparar cómo es la estructura de la vulnerabilidad de cada una de las unidades de análisis en función del peso relativo de sus componentes (exposición, sensibilidad y capacidad de adaptación), ya que permite identificar visualmente de una manera muy ágil los resultados obtenidos.

Figura 23. Diagrama triangular de la estructura del Índice de Vulnerabilidad a la Sequía (IVS)

Fuente: Adaptado del Liu *et al.*, 2013

Para conocer cuál o cuáles son los componentes que mayor influencia tienen en el valor final de la vulnerabilidad, se localiza la intersección de las líneas que generan los índices relativos en el diagrama triangular de la estructura del IVS. En función de la zona en la que queda localizada la intersección de las líneas, se interpreta qué componente/s determina/n en mayor medida la vulnerabilidad de acuerdo a una serie de categorías. Para determinar si el peso relativo de un índice es alto o bajo Liu *et al.* (2013) proponen calcular la media de los resultados obtenidos para cada uno de los índices relativos en cada unidad de análisis y usar estas medias como umbrales. Esto exige un alto número de unidades de análisis y además puede desvirtuar los resultados al esconder alguna característica local que subyazga a los resultados. En este trabajo se propone establecer una alternativa a esos umbrales otorgando el mismo peso a cada uno de los componentes; así, se consideran valores altos aquellos que superen el 33,3 %, de manera que el peor caso posible sería aquel en el que el IVS adquiere un valor de 1 y cada uno de los índices relativos toma el valor del 33,3 %, es

decir, el máximo. De esta manera se eliminan los sesgos espaciales y se puede realizar una comparación entre diferentes estudios en diferentes lugares (Tabla 12).

Tabla 12. Categorías de “zonas” de vulnerabilidad basadas en la estructura de diagrama triangular de los valores absolutos del índice de vulnerabilidad

Zona	IER	ISR	ICAR	Interpretación de estructura de la vulnerabilidad
A	$\geq 33,3$	$< 33,3$	$\geq 33,3$	Exposición y capacidad de adaptación principales componentes que determinan la vulnerabilidad
B	$\geq 33,3$	$< 33,3$	$< 33,3$	Exposición principal componente que determina la vulnerabilidad
C	$\geq 33,3$	$\geq 33,3$	$< 33,3$	Exposición y sensibilidad principales componentes que determinan la vulnerabilidad
D	$< 33,3$	$\geq 33,3$	$< 33,3$	Sensibilidad principal componente que determina la vulnerabilidad
E	$< 33,3$	$\geq 33,3$	$\geq 33,3$	Sensibilidad y capacidad de adaptación determinan valor de vulnerabilidad
F	$< 33,3$	$< 33,3$	$\geq 33,3$	Capacidad de adaptación principal componente que determina la vulnerabilidad

Fuente: Adaptado de Liu *et al.*, 2013

Cabe recordar que, como se ha definido previamente, la relación de la vulnerabilidad y la capacidad de adaptación es inversa, por lo tanto debe interpretarse que cuando el índice relativo de capacidad de adaptación es elevado no es porque haya un alto grado de capacidad de adaptación sino todo lo contrario. El triángulo de estructura de la vulnerabilidad y la Tabla 12 en las que se interpretan las diferentes zonas, no representa los valores que adquieren los componentes sino el peso relativo que cada uno de los componentes (independientemente de que su relación con la vulnerabilidad sea directa o inversa) tiene en la determinación final del IVS. Además el uso de esta herramienta debe hacerse tomando en consideración que es una representación de un índice compuesto por tres dimensiones en un plano de dos dimensiones. Por lo tanto, es imposible representar todas las combinaciones posibles que podrían adoptar los tres componentes. Es por tanto una herramienta que facilita la visualización pero que, para realizar un análisis completo, debe acompañarse de los resultados obtenidos en el cálculo de cada uno de los índices relativos. En esta Tesis el triángulo se ha adaptado de manera que la única posibilidad que no se puede representar es aquella situación en la que la exposición es baja, la sensibilidad es baja y la capacidad de adaptación es alta. Esta sería la situación ideal para un gestor, pero desde el punto de vista de la evaluación, si un sistema presentara dichos valores, seguramente no merecería ser objeto de esta evaluación.

Para completar el análisis de los resultados obtenidos en la evaluación de la vulnerabilidad, se hace una reclasificación de los indicadores utilizados para el cálculo del IVS en función de distintas dimensiones (económica, social, institucional, tecnológica o física) (Tabla 13).

Tabla 13. Tabla de referencia para la relación entre variables y dimensiones de la vulnerabilidad

Componente	Variable/Indicador	Dimensión				
		Física	Social	Institucional	Económica	Tecnológica
Exposición	Indicador Exposición 1					
	Indicador Exposición 2					
	Indicador Exposición 3					
	Indicador Exposición <i>n</i>					
Sensibilidad	Indicador Sensibilidad 1					
	Indicador Sensibilidad 2					
	Indicador Sensibilidad 3					
	Indicador Sensibilidad <i>n</i>					
Cap. Adaptación	Indicador Cap. Adaptación 1					
	Indicador Cap. Adaptación 2					
	Indicador Cap. Adaptación 3					
	Indicador Cap. Adaptación <i>n</i>					

Fuente: Elaboración propia

A partir de esta reclasificación de los indicadores se calcula el peso relativo de cada una de las dimensiones en el valor de la vulnerabilidad y se analiza que dimensión es la que más influye en el grado de vulnerabilidad. Esta reclasificación de variables permite aterrizar el análisis en las causas concretas de la vulnerabilidad y establece el punto de encuentro entre las metodologías de evaluación de vulnerabilidad y la gestión de la sequía al identificar las variables e indicadores concretos que generan las situaciones vulnerables, otorgando así al gestor distintas posibilidades de actuación.

3.4. Técnicas y herramientas de análisis

La propuesta metodológica que aquí se presenta, así como los retos que plantea el marco teórico en el que se inserta esta Tesis, exige el uso e integración de distintas técnicas y herramientas de análisis que permitan tanto una óptima aproximación a la cuenca piloto como el cálculo de indicadores e índices. Este trabajo será previo a la representación de los resultados en el *triángulo de la estructura de la vulnerabilidad* y en el *gráfico radial* que se utilizará para representar los pesos relativos de cada una de las dimensiones.

El conocimiento de la zona de estudio se aborda con técnicas propias del *análisis institucional*, entendido como el estudio de las estructuras y los procesos legales, políticos y administrativos de toma de decisión que forman parte de un estudio más general del contexto físico y social que caracteriza a un territorio en particular y que permite identificar

y conocer a los actores implicados y sus acuerdos (organización, reglas de juego y relaciones de poder) (Paneque *et al.*, 2009).

Además, se han utilizado técnicas de investigación social. Para abrir el debate y validar algunas de las cuestiones metodológicas clave y, en particular, la selección de variables, se han realizado *entrevistas en profundidad (in-depth interviews)* a distintos actores sociales. Cabe destacar que ya la Guía de Participación de la DMA recomendaba el uso de este tipo de entrevistas para recopilar toda la información posible sobre el ámbito de estudio y el posicionamiento de los actores en relación al tema analizado a través de conversaciones de carácter informal (EC, 2000 y 2002). En este sentido, y siguiendo la recomendación de esta Guía sobre la clasificación de actores (decisores, *implementers*, usuarios y expertos), se han realizado una serie de entrevistas que se detallan en el Anexo 1.

Por otro lado, para ampliar el carácter participativo del ejercicio de evaluación, se incorpora la valoración de las actitudes y creencias de la población de la zona de estudio en relación con cuestiones clave de percepción del riesgo (Paneque *et al.*, 2016), gracias a la disponibilidad de los cuestionarios del EBA (2.224 entrevistas entre 2004 y 2013, a excepción de 2012, para la cuenca piloto), que ya fueron comentados en la referencia a las fuentes de información de esta Tesis. Del uso del EBA, se deriva también la consideración del grado de confianza institucional, referida a la relación entre los ciudadanos y las élites políticas o instituciones (Lafuente *et al.*, 2016), que completa y mejora el análisis más tradicional de las creencias de la población afectada.

En cuanto a las herramientas utilizadas, por una parte, el análisis de información a distintas escalas y su representación cartográfica se apoya en *Sistemas de Información Geográfica* (ArcGis 10.3). Por otra parte se utilizan herramientas más novedosas en el ámbito de los estudios socio-territoriales, ligadas al *análisis de contenidos y discursos*, que permiten avanzar en el conocimiento de algunos de los elementos esenciales en los estudios de riesgos, claves en esta Tesis, como son los de la percepción y la comunicación.

El análisis cualitativo y, en particular, el análisis discursivo y de contenidos facilita la comprensión de los hechos analizados desde el punto de vista en que éstos son comprendidos y transmitidos por los distintos actores sociales que participan en un debate.

Así, la realización de análisis discursivos en torno a las sequías contribuye a la mejor comprensión de los procesos que afectan a su gestión y sobre los que se debe actuar para minimizar las afecciones generadas por estos riesgos hídricos (Paneque y Vargas, 2015). Los trabajos centrados en la construcción y análisis de discursos, patrones y marcos de comunicación son bien conocidos (Hajer, 1995; Benford y Snow, 2000; Wodak y Meyer, 2003) y son muchos los autores que han defendido la especial importancia que tiene el contexto discursivo en fenómenos de aparición lenta como las sequías, que además son difusos en el tiempo y en el espacio y que, por tanto, están más abiertos a distintas definiciones de problemas y soluciones (Wilkins y Patterson, 1990; Wilhite y Buchanan-Smith, 2005; Sonnett *et al.*, 2006). También en España encontramos trabajos sobre sequías ligados al análisis de los debates recogidos en la prensa escrita (Pita, 1985; Bayés, Ribas y Saurí, 2003; Paneque y Vargas, 2015).

Este análisis se ha realizado a partir de herramientas CAQDAS (*Computer Aided Qualitative Data Analysis Software*), diseñadas para asistir el análisis de datos cualitativos. Dentro de la gran variedad de programas existentes, con diferentes capacidades y potencialidades, en este trabajo se ha utilizado el software *Atlas.ti* (versión 7.0), que pertenece a los CAQDAS de tipo teoría fundamentada o enraizada basados en el marco de la *Ground Theory* de Glaser y Strauss (1967) y que permiten que el investigador realice de manera más eficiente y con nuevos recursos todas las tareas que hasta ahora hacía de forma manual.

En este sentido *Atlas.ti* es una potente herramienta de trabajo para el análisis de grandes cantidades de documentos de texto pero también imagen, audio y video. Los principios fundamentales de la filosofía *Atlas.ti* se pueden englobar bajo el acrónimo VISE (*Visualization, Integration, Serendipity y Exploration* por sus siglas en inglés) (Frieze, 2012): i) Visualización: a través de herramientas de visualización que se utilizan para representar gráficamente las propiedades complejas y las relaciones entre los distintos objetos acumulados durante el proceso de la obtención de significado y estructura de los datos analizados; ii) Integración: de las diferentes piezas y los diferentes tipos de archivos que puede componer un proyecto en una sola unidad, lo que facilita no perder de vista el conjunto del proyecto cuando se entra a analizar el detalle y mantener sus diferentes piezas y archivos ordenados y accesibles; iii) Hallazgo fortuito: al crear las condiciones favorables para que se produzcan “descubrimientos afortunados” y para aplicar de forma

sistematizada un enfoque intuitivo a los datos; y, iv) Exploración: a través de un estudio exploratorio y al mismo tiempo sistemático de los datos que resulta especialmente útil a la hora de construir o desarrollar una teoría a partir de los datos analizados (Paneque y Vargas, 2015).

3.5. Escalas de trabajo

La escala de trabajo que se propone para la evaluación y el análisis de vulnerabilidad a la sequía que aquí se presenta es la Delineación Hidrográfica (DH), que es la escala de referencia utilizada por la planificación hidrológica en la Unión Europea desde la entrada en vigor de la DMA en el año 2000. El uso de esta escala espacial supone una serie de ventajas que la hacen especialmente útil para los objetivos que se plantean.

En primer lugar, desde la trasposición de la DMA al ordenamiento jurídico español, los documentos de planificación hidrológica que se hacen a escala de DH han aumentado considerablemente la cantidad y la calidad de información que, sin embargo, no siempre es utilizada en el ámbito de la investigación. Además, los documentos de planificación ofrecen para gran parte de los datos las estimaciones para los escenarios 2021 y 2027, por lo que permiten hacer predicciones futuras sobre la vulnerabilidad y evaluar diferentes escenarios en función de las alternativas de gestión. Por otro lado, puesto que la información que contienen los planes hidrológicos está determinada por las disposiciones de la DMA y desarrolladas en el ordenamiento jurídico español en el RPH y más específicamente en la IPH, la mayoría de la información es requerida de forma obligatoria y por lo tanto es común a todas las DH. Esto hace que la propuesta que aquí se presenta sea aplicable a todas las DH y que permita además la comparabilidad de los resultados obtenidos. Por último, al utilizar los datos y las escalas (espaciales y temporales) que emplean la planificación hidrológica y los gestores, se facilita el diálogo entre la investigación y la gestión, entre la ciencia y la política, que es uno de los retos a los que se enfrenta el desarrollo de las distintas metodologías de vulnerabilidad (Birkmann, 2013). Este aspecto es especialmente importante cuando los objetivos de la investigación están orientados a la mejora de los procesos de gestión, como es el caso de esta Tesis Doctoral.

Al trabajar con los datos de la planificación muchas de las variables e indicadores propuestos son también aplicables al resto de escalas utilizadas por la planificación: las

Unidades de Demanda (UD) y los Sistemas de Explotación (SE). Las UD son agrupaciones territoriales que agrupan las demandas pertenecientes a un mismo uso y que comparten el origen del suministro y cuyos retornos se reincorporan básicamente a la misma zona o subzona. Estas unidades deben estar definidas en el Plan Hidrológico y son las que se integrarán como elementos diferenciados a efectos de la realización de balances y de la asignación de recursos y establecimiento de reservas en los sistemas de explotación y el sistema de explotación único definido y cada SE de recursos está constituido por masas o grupos de masas de agua superficial y subterránea, obras e instalaciones de infraestructura hidráulica, normas de utilización del agua derivadas de las características de las demandas y reglas de explotación que, aprovechando los recursos hídricos naturales, y de acuerdo con su calidad, permiten establecer los suministros de agua que configuran la oferta de recursos disponibles del sistema de explotación, cumpliendo los objetivos medioambientales. Cuando el objetivo del análisis de vulnerabilidad no se centra en un determinado sector o uso del agua, sino que se pretende realizar un análisis holístico de la vulnerabilidad frente al riesgo de sequía, la inclusión de la multiescalaridad en la metodología de trabajo es un requisito fundamental para entender el “diálogo” y las relaciones entre los diferentes usos del agua.

La inclusión del criterio de la multiescalaridad en la metodología supone una serie de dificultades. En primer lugar, las diferentes escalas de trabajo pueden exigir diferentes tipos de variables e indicadores, ya que algunas variables pueden ser útiles para medir la vulnerabilidad de un tipo determinado de UD, pero no ser válidas para otro tipo. Por ejemplo, la variable relacionada con la eficiencia de los sistemas de riego podrá ser utilizada para medir la vulnerabilidad de las diferentes Unidades de Demanda Agraria pero no para su aplicación en las Unidades de Demanda Energética. En segundo lugar, el acceso a la información y el nivel de detalle será diferente en función de la escala de trabajo. Cuanto más se reduce la escala, más detallada es la información. Las evaluaciones que utilizan escalas más amplias a menudo se ven obligadas a simplificar su enfoque metodológico debido a las limitaciones en la disponibilidad de datos y solo pueden utilizar aquellos que son relevantes en toda la región evaluada (Gonzalez-Tánago *et al.*, 2016). Uno de los puntos de acuerdo sobre los estudios de vulnerabilidad sobre el que se ha hablado en el marco teórico es precisamente la dependencia de la escala. Puesto que la naturaleza de la gestión del agua es multiescalar, y la vulnerabilidad depende de la escala, parece lógico

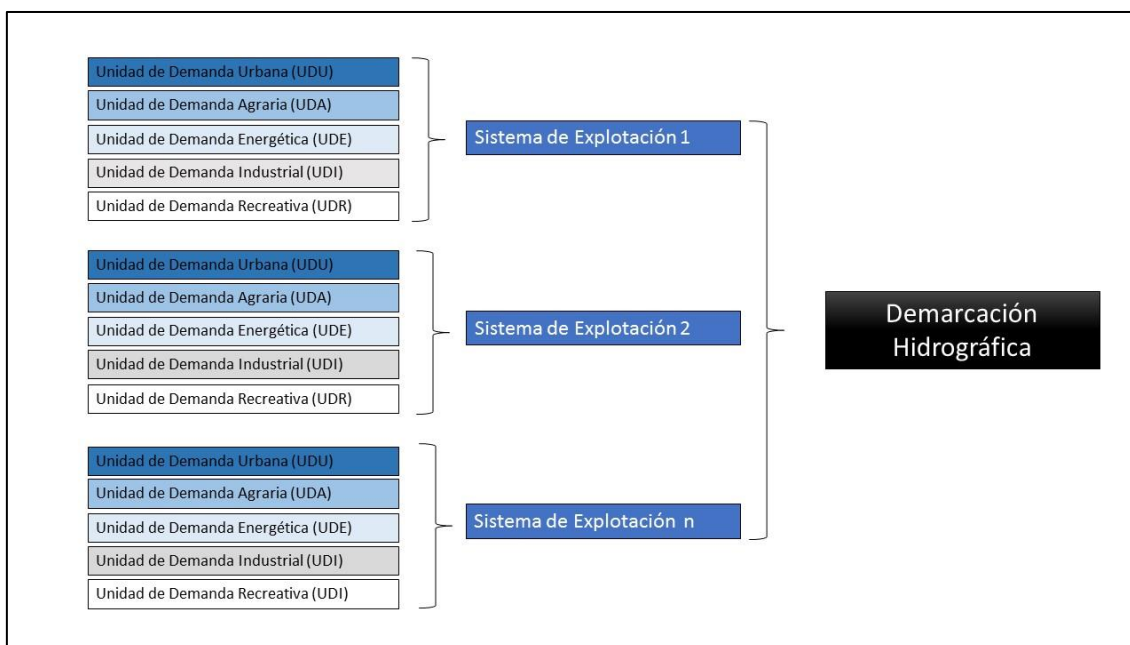
seleccionar variables e indicadores diferentes para aplicar a las diferentes escalas. Por último, cuanto más se amplie la escala de trabajo a la que estamos operando, más se reduce la comparabilidad de los resultados dentro del estudio. Puesto que uno de los objetivos de este trabajo es obtener un índice de vulnerabilidad global, obtendremos resultados comparables cuanto menor sea la escala, puesto que habrá más unidades de análisis, y se reducirá a medida que aumentemos la escala.

Sin embargo, tener en cuenta las diferentes escalas de gestión del recurso en la aplicación metodológica supone también una serie de ventajas. Por un lado, la inclusión de la multiescalaridad introduce este componente de la complejidad de la gestión de los recursos y los riesgos hídricos en el modelo de análisis, por lo que el modelo resultante permite obtener una imagen más fiel de la realidad. Además, trabajar a diferentes escalas también tiene implicaciones prácticas positivas. Por un lado, y desde el punto de vista territorial, el reducir la escala de análisis hasta las Unidades de Demanda supone la generación de una importante cantidad de información útil a escala local tanto para los usuarios del agua locales como para los gestores y políticos. Por otro lado, trabajar a escala de Sistemas de Explotación y Demarcación supone un importante avance a nivel metodológico, ya que pese a que los resultados en este trabajo a nivel de SE y DH no tengan un gran atractivo comparativo (que es uno de los principales objetivos de muchos análisis de vulnerabilidad) supone una metodología que puede ser aplicada por las diferentes Demarcaciones Hidrográficas.

Una vez aclaradas las escalas a las para las que se propone este trabajo, se establecen las siguientes condiciones: i) la selección de variables, la recopilación de información y el cálculo de indicadores se debe hacer siempre que la disponibilidad de los datos lo permita, empezando desde las escalas más pequeñas y adaptándose para las escalas superiores, cuando sea posible y ii) la pertenencia de una determinada Unidad de Demanda a un Sistema de Explotación se establece en función de la pertenencia de las masas de agua que abastecen dicha Unidad de Demanda y no en función de su localización geográfica. Es decir, si una determinada Unidad de Demanda se encuentra total o parcialmente fuera del ámbito territorial de un Sistema de Explotación pero se abastece con masas de agua pertenecientes a dicho Sistema de Explotación, se considera dentro de ese Sistema de

Explotación. La relación entre las diferentes UD, los SE y DH para la adaptación de las variables e indicadores a las diferentes escalas se presenta en la Figura 24.

Figura 24. Relación entre las diferentes escalas de análisis propuestas



Fuente: Elaboración propia

3.6. Variables e indicadores

Un paso fundamental en la creación de índices compuestos es la identificación de las variables, puesto que las debilidades y fortalezas del índice resultante se basarán en que estas sean relevantes, robustas y representativas de la realidad que pretenden analizar (Cutter *et al.*, 2010). Es conveniente recordar en este sentido que aquí se realiza un análisis de vulnerabilidad frente al riesgo de sequía y no un análisis de vulnerabilidad frente a la escasez de agua ni una análisis de vulnerabilidad de los recursos hídricos al cambio climático, muy comunes en la literatura (Foti *et al.*, 2014; Groves *et al.*, 2008; Hamouda *et al.*, 2009; Nelitz *et al.*, 2013; UNEP, 2012; U.S. EPA, 2011; Vörösmarty *et al.*, 2000). Por lo tanto, las variables seleccionadas serán aquellas relevantes, robustas y representativas del sistema cuando aparece una sequía, que permitan caracterizar la exposición, la sensibilidad y la capacidad del sistema frente a este tipo riesgos. En muchos casos, las variables utilizadas en los análisis de vulnerabilidad de la escasez de agua o los análisis de vulnerabilidad asociados al cambio climático pueden ser utilizados también en los análisis de

vulnerabilidad a la sequía. Además, la selección de variables se realiza en función de la disponibilidad pública de los datos. La potencialidad de basar el estudio en la disponibilidad de datos públicos radica en la transparencia que otorga su uso para la validación, reproducción y mejora a través de la inclusión de nuevos datos por los diferentes actores sociales, aumentando así la robustez de las evaluaciones (Eriksen and Kelly 2007; Naumann *et al.*, 2014), que es una de las principales debilidades de las metodologías de evaluación de la vulnerabilidad (Birkmann, 2013).

En función de estas condiciones, y como la OCDE (2003) recomienda, se establecen unos criterios para la validación de los indicadores al objeto de estudio.

- Pertinencia política y utilidad para los usuarios:
 - *Simple*: debe ser fácil de interpretar.
 - *Pertinente*: debe guardar correspondencia con los objetivos y la naturaleza de la unidad de información y con las condiciones del contexto.
 - *Relevante*: debe servir efectivamente a la unidad de información para la toma de decisiones tanto espacial como temporalmente.
 - *Efícaz*: debe ser exacto al expresar el fenómeno de análisis.
- Medibles:
 - *Sensible*: capaz de reflejar los cambios temporales de la variable.
 - *Disponibilidad de datos*: debe basarse en la disponibilidad de datos públicos en aras de fortalecer la transparencia de los resultados.
- Solidez analítica:
 - *Validez*: deben reflejar y medir los efectos y resultados de la variable de estudio.
 - *Reproducible*: las mediciones que se hagan por diferentes personas deben arrojar los mismos resultados.

3.6.1. Exposición

En la literatura tradicional de gestión de riesgos, la exposición se ha interpretado como la totalidad de personas, propiedades, sistemas y otros elementos presentes en zonas de riesgo (UNISDR, 2004). Desde este punto de vista se relaciona la exposición con las posibles

pérdidas (económicas, sociales o humanas) asociadas a un peligro concreto. Con el desarrollo de las estrategias de adaptación al cambio climático y los documentos publicados por el IPCC (2007, 2012) se produce un cambio en la interpretación de la exposición, que queda en función no de los elementos amenazados, sino de las características de la amenaza, como por ejemplo, la frecuencia, la magnitud o la duración de una perturbación (Adger, 2006; Bhattacharga y Das, 2007; Ciurean *et al.*, 2013) y se introduce en los análisis de vulnerabilidad como la parte física de ésta. De todas las variables e indicadores que pueden caracterizar la vulnerabilidad, las de exposición son las más trabajadas en el ámbito científico. Sin embargo, en relación con la sequía, se encuentra una gran diversidad de indicadores usados en función del objetivo del estudio. Entre los más utilizados destacan el SPI (Deems, 2010; Liu *et al.*, 2013), el índice de aridez (Pereira *et al.*, 2014), o aquellos que se basan en la caracterización de las sequías históricas (Fontaine y Steinemann, 2009) y el cálculo de probabilidades (Bhattacharya y Das, 2007).

3.6.1.1. SPEI (*Standardized Precipitation-Evapotranspiration Index*)

El Índice de Precipitación Evapotranspiración Estandarizado (SPEI, por sus siglas en inglés), fue desarrollado por Vicente-Serrano *et al.*, (2010) para incorporar el efecto de la temperatura en el cálculo del SPI propuesto por McKee *et al.* (1993).

El SPI se utiliza en más de setenta países y ha sido ratificado recientemente por la Organización Meteorológica Mundial (WMO, 2012) como un estándar global para medir las sequías meteorológicas. Asimismo, este índice es utilizado en la mayoría de los Planes de Alerta y Eventual Sequía de las distintas Demarcaciones Hidrográficas españolas para caracterizar la duración, intensidad y magnitud de los periodos secos, si bien para el establecimiento de umbrales se utiliza la adaptación de Agnew (1999), que introduce niveles de probabilidad en lugar de magnitudes de SPI. El SPI ofrece numerosas ventajas: permite el seguimiento continuo de la sequía a diferentes escalas temporales en tiempo real, determinar el inicio y el fin de una sequía, realizar comparaciones entre diferentes áreas geográficas y representar tanto periodos secos como húmedos (Pita López, 2007, Vicente Serrano 2006, WMO, 2012). Sin embargo, la principal crítica que recibe es que su cálculo se basa únicamente en datos de precipitación y no considera otras variables que pueden influir en las condiciones de sequía. Para superar estas limitaciones, Vicente-Serrano *et al.* (2010) crean el SPEI, que introduce el efecto de la evapotranspiración potencial en el cálculo del indicador, manteniendo las mismas ventajas que el SPI en cuanto a la sencillez de cálculo y

la naturaleza multi-temporal que permite determinar la gravedad de una sequía en diferentes escalas temporales, lo que resulta esencial para la aplicación de diferentes respuestas hidrológicas, ambientales, económicas y sociales (Beguería *et al.*, 2014; Vicente–Serrano *et al.*, 2010).

3.6.2. Sensibilidad

El IPCC define la sensibilidad como el grado en el que un sistema puede resultar afectado, positiva o negativamente, por la variabilidad o el cambio climático. Los efectos pueden ser directos (por ejemplo, un cambio en el rendimiento de los cultivos en respuesta a una variación de la temperatura media, de los intervalos de temperaturas o de la variabilidad de la temperatura) o indirectos (por ejemplo, daños causados por una mayor frecuencia de inundaciones costeras por haber aumentado el nivel del mar). En las evaluaciones de vulnerabilidad frente al riesgo de sequía, esta definición ha sido adaptada en aquellos estudios que consideran la sensibilidad como uno de los componentes principales como las condiciones del territorio o la sociedad expuesta que la hacen más propensa a experimentar daños y ser afectada adversamente por un peligro natural (Birkman *et al.*, 2013). Es decir, por sensibilidad se entiende aquellas características de un sistema que determinan en qué estado recibiría los impactos en caso de que se produjese una sequía.

En la Tabla 14 se presentan los factores, variables e indicadores seleccionados para la caracterización de la sensibilidad y a continuación se presenta una descripción general de cada uno de ellos. Además, en el Anexo 2 se pueden encontrar una relación de Fichas (Fichas 1-15) en las que se presentan las características detalladas sobre la definición, la metodología de cálculo, las fuentes de información utilizadas, la escala espacial y temporal de aplicación y la relación de cada uno de los indicadores de sensibilidad con la vulnerabilidad.

Tabla 14. Relación de variables por factores e indicadores de sensibilidad propuestos para el cálculo del IVS

Factor	Variable	Indicador
Población	Población	1 Población equivalente (hab)
	Densidad de población	2 Densidad de población (hab/ Km ²)
	Incremento población estacional	3 Incremento de población estacional (%)
	Crecimiento poblacional	4 Tasa crecimiento anual (%)
	Personas sin acceso a suministro	5 Personas sin acceso a suministro en su vivienda (%)
Demanda y usos del agua	Demanda relativa de agua por sectores	6 Demanda relativa sectores (%)
	Demanda doméstica	7 Demanda doméstica neta (l/heq/ día)
	Balance hídrico	8 Water Exploitation Index (%)
	Eficiencia sistemas riego	9 Eficiencia sistemas de riego (%)
	Demandas netas por tipos de cultivo	10 Demandas neta por tipos de cultivo (hm ³ /año)
	Pérdidas en redes agrarias	11 Pérdidas en redes urbanas (%)
	Pérdidas en redes urbanas	12 Pérdidas en redes agrarias (%)
	Secano	13 Superficie relativa secano (%)
Origen del recurso	Estado masas de agua (DMA)	14 Indicador estado masas de agua (entre 0 y 1)
	Origen del agua	15 Indicador origen del recurso (0-1)
Relavancia socio - económica	Relevancia social por sector	17 N ^o relativo de ocupados de sector (%)
	Relevancia económica por sector	18 VAB del sector (%)

Fuente: Elaboración propia

3.6.2.1. Factor población

Las variables de población se relacionan con las características de los grupos humanos que determinan su particular sensibilidad ante la aparición de un periodo de sequía. Varios autores consideran los factores poblaciones como factores determinantes de la vulnerabilidad a los riesgos naturales (Bhattacharya y Das 2007; Cutter *et al.*, 2003; Cutter y Finch, 2008; De Stefano *et al.*, 2015; Florke *et al.*, 2011; Hamouda *et al.* 2009; Liu *et al.* 2013; Naumann *et al.*, 2014; Yohe and Tol, 2002). Muchos de los datos necesarios para calcular el valor de las variables seleccionadas para caracterizar el factor poblacional se han extraído del Plan Hidrológico (2015-2021), concretamente del Anejo 3. Usos y Demandas de Agua y su Apéndice 2. Unidades de Demanda Urbana. Este Plan utiliza los datos del Censo de Población y Viviendas del año 2011, así como datos del Padrón municipal de 2012. Para aquellas variables que no han sido tenidas en cuenta en el Plan Hidrológico, se han utilizado datos municipales del Censo de Población y Vivienda de 2011, que posteriormente han sido agregados en las distintas UDU.

Población

La población se relaciona de manera directa con el número de personas que pueden ser afectadas por un evento natural peligroso (Cutter *et al.*, 2003). Por tanto, es un buen indicador de la sensibilidad que tiene un territorio ante la presencia de un periodo de sequía. Es una variable que tiene una importancia mayor en aquellos territorios con carencias de suministro de agua, así su importancia relativa dentro del conjunto de indicadores de sensibilidad y vulnerabilidad desciende a medida que aumenta el grado de acceso a dicho suministro.

Densidad de población

La densidad de población hace referencia al número de habitantes por unidad de superficie (hab/Km²). La relación de la densidad de población con la vulnerabilidad es directa, de manera que una mayor densidad de población supone una mayor presión sobre los recursos de cada zona (Brooks *et al.*, 2005; Cutter y Frinch, 2008) y por tanto mayores dificultades para satisfacer la demanda en situaciones de sequía. Además, también implica la necesidad de atender y dar servicio de emergencia a un mayor número de personas por unidad de superficie. Esta variable se ha aplicado en algunos estudios de vulnerabilidad a la sequía (De Stefano *et al.*, 2015; Iglesias *et al.*, 2007; Naumann *et al.*, 2014, Swain y Swain, 2011), que coinciden en que mayores valores de densidad poblacional se traducen en mayor vulnerabilidad frente al riesgo de sequía.

Crecimiento poblacional

El crecimiento poblacional es otra de las variables relacionadas con la población que más se ha tratado en los análisis de riesgos y vulnerabilidad. El crecimiento poblacional se traduce en un aumento de la demanda de recursos hídricos y por tanto en un aumento en la presión sobre estos (Cutter y Finch, 2008). Cuanto mayor es la presión sobre el recurso, más sensible es un sistema ante la aparición de un periodo de descenso de precipitaciones.

Incremento de población debido a población estacional

El aumento de población que se produce en algunos municipios debido a la población estacional o vacacional supone un importante incremento de presión sobre los recursos hídricos, especialmente en aquellos territorios que cuentan con una oferta turística

importante. La población estacional es aquella que reside ocasionalmente en un municipio por motivos turísticos o vacacionales, mientras que la población equivalente es aquella que si habitara de forma permanente en el municipio consumiría el mismo volumen que la población permanente más la estacional. El aumento de población estacional suele concentrarse en los meses estivales y, por tanto, también lo hace el aumento de las demandas y la presión sobre el recurso. Así, la aparición de una sequía en los periodos estivales podría tener mayores consecuencias en aquellos lugares donde la población estacional aumenta de forma significativa, elevando la sensibilidad del sistema a recibir impactos.

Consumo doméstico

El consumo doméstico de agua supone un indicador directo de la sensibilidad a la sequía por dos motivos principales. En primer lugar, los consumos más bajos serán menos sensibles a una restricción en los abastecimientos. Por el contrario, los usos domésticos más elevados sufrirán más disfuncionalidades para la satisfacción de sus necesidades básicas ante el mismo nivel de restricción. Por otro lado, y más allá de las necesidades básicas, la significación del agua en las diferentes culturas y estilos de vida de la población puede generar diferentes afecciones emocionales debido a las restricciones (por ejemplo, en los distintos hábitos de higiene personal, etc.). Aquí de nuevo un mayor consumo doméstico generará mayores disrupciones en el uso habitual de agua en caso de presentarse una sequía y por tanto diferentes impactos y afecciones, que van más allá de la mera satisfacción de las necesidades básicas.

Acceso a suministro de agua

Esta variable adquiere gran relevancia en las evaluaciones de vulnerabilidad a la sequía en aquellos territorios que por motivos económicos y tecnológicos presentan bajos porcentajes de acceso a suministro de agua potable en los hogares, como así ocurre por ejemplo, en algunos lugares del cuerno de África, donde además se relaciona con enfermedades y altas tasas de mortalidad debido al consumo de agua contaminada (Iglesias *et al.*, 2007). En los países más desarrollados tecnológicamente y económicamente, el acceso al suministro de agua está prácticamente garantizado. Sin embargo, todavía se observan casos de viviendas sin sistema de suministro de agua potable que se traduce en una sensibilidad

diferente de dicha población a la aparición de una sequía fundamentalmente por dos aspectos: 1) dependencia de fuentes de agua pública o tomas irregulares; y 2) dependencia de agua embotellada para satisfacer las necesidades básicas y por tanto el acceso al recurso a un precio medio 1000 veces superior al precio del agua del grifo.

3.6.2.2. Factor demanda y uso del agua

Entre las variables de demanda y uso de agua seleccionadas se encuentran aquellas relacionadas con los diferentes usos del agua y por tanto con las diferentes Unidades de Demanda, excepto aquellas variables relacionadas con el uso doméstico que ya han sido tratadas en la sección anterior.

Eficiencia de sistemas de riego

Los sistemas de riego aplicados a cada una de las Unidades de Demanda Agraria (UDA) pueden ser por gravedad, aspersión o riego localizado, en función de su grado de modernización. La modernización de los sistemas de riego permite obtener los mismos rendimientos utilizando menos agua por lo que el grado de modernización de los sistemas de riego es un factor determinante para poder satisfacer las necesidades del cultivo, incluso en ausencia o disminución de precipitaciones. Cuanto mayor sea el grado de modernización de los sistemas de riego de una determinada UDA, menor será la sensibilidad de dicha demanda a la sequía, puesto que las restricciones en los abastecimientos no supondrán implicaciones negativas tan grandes como en aquellas UDA que utilicen sistemas de riego sin modernizar y que sean, por tanto, menos eficientes en el uso del agua.

Demanda de agua por sectores

Esta variable se refiere a la relación entre la demanda de recursos hídricos de cada sector para satisfacer sus necesidades respecto a la demanda total de agua para usos consuntivos, de manera que cuanto mayor sea la demanda de un determinado sector, mayor será su sensibilidad a la disminución de los recursos disponibles en caso de sequía. Es una variable que ha sido ampliamente utilizada en estudios de vulnerabilidad, especialmente en aquellos orientados a realizar una evaluación de los distintos sectores del agua (Hamouda *et al.*, 2009; De Stefano *et al.*, 2015).

Balance hídrico

El balance hídrico es una medida de la intensidad de uso de los recursos hídricos en un determinado Sistema de Explotación a partir de información sobre las captaciones de agua (demandas) y la disponibilidad de agua para satisfacer dichas demandas. Es una variable que también ha sido muy utilizada en análisis de vulnerabilidad a la sequía y se relaciona con la sensibilidad de manera que cuanto mayor sea el estrés hídrico al que están sometidos los sistemas de explotación, mayor será la sensibilidad del sistema.

Pérdidas

Las pérdidas en redes (urbanas y agrarias) son uno de los factores más importantes a la hora de conseguir un uso eficiente de los recursos hídricos. Aquellos sistemas de abastecimiento que presenten mayores pérdidas, presentarán también una mayor sensibilidad al descenso de precipitaciones debido al uso más ineficiente del recurso.

3.6.2.3. Factor origen de los recursos

Puesto que las escalas que utiliza la planificación se agrupan en función del origen del recurso, ya sea a nivel de Unidad de Demanda, de Sistema de Explotación o de Demarcación Hidrográfica, resulta necesario incluir entre los factores de la vulnerabilidad aquellas variables que caracterizan el origen del recurso. Tanto el origen de la fuente del recurso como el estado y las presiones a las que están sometidas las diferentes fuentes de agua son factores que determinan cómo la aparición de una sequía podría comprometer la satisfacción de las demandas que se abastecen de dichas fuentes de agua. De este modo, se han seleccionado una serie de variables que, cumpliendo los criterios establecidos para la selección de variables e indicadores, permiten analizar la componente de la sensibilidad debida al origen del recurso de agua.

Origen del agua

Una determinada demanda de agua (UD) puede ser abastecida desde diferentes fuentes de abastecimiento de agua superficial, subterránea, reutilizada, desalada o de recursos externos. La dependencia de recursos externos siempre es motivo de conflictos entre administraciones y distintos usuarios del agua. Por su parte, la desalación es totalmente

independiente de las precipitaciones por lo que a efectos de sensibilidad frente al riesgo de sequía, y dejando de lado las implicaciones económicas y energéticas que supone el uso de este tipo de fuente de agua, resulta ser la fuente de agua menos sensible. Los recursos superficiales son los primeros en padecer los efectos del descenso de precipitaciones, mucho antes que los recursos subterráneos, por lo tanto aquellas demandas dependientes de recursos superficiales serán más sensibles a sufrir los efectos de una sequía que las que dependen de recursos subterráneos.

Masas de agua

Las masas de agua son el elemento fundamental sobre el que se construye la Directiva Marco del Agua y por tanto la planificación hidrológica de los países miembros. Sobre ellas recaen las distintas demandas para satisfacer las necesidades de uso del agua de los diferentes sectores. Son los elementos que expresan el descenso de precipitaciones en forma de disminución de recursos disponibles. De Stefano *et al.*, (2015) introducen la variable del estado de las masas de agua en las evaluaciones de sensibilidad frente al riesgo de sequía a nivel paneuropeo, aunque no se ha llegado a trabajar a una escala más detallada.

3.6.2.4. Factor relevancia socio-económica del sector

Las características relacionadas con la relevancia socio-económica de los diferentes sectores del agua es una de las variables más utilizadas cuando se trata de incorporar variables sociales y económicas a los análisis de vulnerabilidad frente al riesgo de sequía (De Stefano *et al.*, 2015). Estas variables son especialmente útiles en los estudios comparados de vulnerabilidad de los diferentes sectores de una misma región al expresar cómo una disminución de las precipitaciones podría afectar económica y socialmente a los distintos sectores vinculados con el agua. Comúnmente, los análisis se centran en los sectores energético, industrial, agrario y turístico, aunque se están empezando a hacer avances importantes en las consecuencias de las sequías sobre el sector del ciclo urbano del agua.

Relevancia social del sector

La relevancia social del sector se relaciona con el empleo que genera cada uno de los sectores y que podría verse afectado si se presentara un descenso de las precipitaciones que generara restricciones de suministro que impidieran el correcto funcionamiento del sector.

Es una variable que se relaciona principalmente con el sector agrario, ganadero y forestal porque es donde más fácil resulta establecer la relación entre restricción de suministro y reducción de empleo. Sin embargo, cada vez existen más estudios que introducen el resto de sectores relacionados con el uso productivo del agua en la evaluación.

Relevancia económica del sector

Esta variable se relaciona con el valor productivo de los diferentes sectores del agua y con cómo dicha producción se vería mermada si se dieran restricciones de suministro por un sequía. Como en el caso de la variable de relevancia social del sector, es una de las principales variables que se introducen en los análisis de vulnerabilidad a la sequía que tratan de incorporar variables económicas en las evaluaciones. El principal indicador utilizado para caracterizar esta variable es el Valor Añadido Bruto (VAB) que genera cada uno de los sectores respecto al P.I.B.

3.6.3. Capacidad de adaptación

La más que probable intensificación de las sequías anunciada por los modelos de Cambio Climático (IPPC, 2007, 2012 y 2014) en diferentes partes del globo, ha aumentado el interés de investigadores y gestores del agua por entender no solo la magnitud de los impactos sino también qué se puede hacer para prevenir, responder y adaptarse a dichos impactos (Engle *et al.*, 2014). En este trabajo, y para evitar las confusiones terminológicas dependientes de la interpretación de los conceptos de *adaptación*, *capacidad adaptativa* y *resiliencia*, que ya han sido discutidos en el primer capítulo de esta Tesis, se entiende por capacidad de adaptación al conjunto de características y capacidades de la sociedad que permiten hacer frente a una sequía a medida que avanza el fenómeno (respuesta a corto plazo) y también aquellas que forman parte de un constante proceso de aprendizaje, experimentación y cambio en la manera de afrontar estos riesgos a través de la preparación, la prevención y la mitigación (respuesta a largo plazo).

Según Smit y Wandel (2006) una sociedad puede ser anticipatoria o reactiva en función de la estrategia que aplique para hacer frente al riesgo. Ya se ha comentado cómo las estrategias de gestión de sequías han dado prioridad a las respuestas (gestión de crisis) en detrimento de la preparación (gestión de riesgos) (Wilhite *et al.* 2000; Paneque, 2015). La

persistencia de este enfoque provoca una reducción de la autosuficiencia y una falta de coordinación entre instituciones y sectores, lo que se traduce en un aumento de la vulnerabilidad (Hayes *et al.*, 2004). Cada vez existe más consenso acerca de cómo las medidas de preparación para la sequía aumentarán la capacidad de adaptación y cómo la gobernanza y el fortalecimiento institucional pueden ser elementos claves de este proceso (Engle *et al.*, 2014).

No obstante, las cuestiones relativas a la capacidad de adaptación se han mantenido en un segundo plano en las agendas científicas de evaluación y reducción del riesgo (Pielke *et al.*, 2007). Esto tiene mucho que ver con que la capacidad de adaptación es el componente de la vulnerabilidad donde los procesos institucionales tienen un papel más relevante. Sin embargo, estos procesos están dominados por características intangibles que dificultan su medición e integración en los análisis de vulnerabilidad pese al consenso que existe en torno a la importancia sobre la consideración de estas variables en la gestión del riesgo de sequías (Birkmann, 2013; Hamouda *et al.*, 2009; Smit y Wandel, 2006; Yohe y Tol, 2002). Por ello, la capacidad de adaptación se presenta como un importante reto, pues se trata de un proceso dinámico basado en el aprendizaje social entre y dentro de las instituciones, en lugar de una condición estática o un conjunto de atributos y resultados (Wilder *et al.*, 2010; Pahl-Wostl *et al.*, 2007).

Algunos autores han desarrollado métodos para la elaboración de indicadores para medir la capacidad de adaptación en diferentes contextos (Yohe y tol, 2002; Ionescu *et al.*, 2009). Sin embargo, la inclusión de estos indicadores en las metodologías de evaluación de la vulnerabilidad continúa siendo una tarea sin resolver (O'Brian *et al.*, 2004; Birkmann, 2013). Existe una importante disparidad de criterios para establecer las variables, que además no siempre llegan a medirse y que dan mayor peso a aquellas de naturaleza económica.

Las variables e indicadores que se proponen para la caracterización de la capacidad de adaptación en este trabajo se basan en la idea de introducir la lógica de la teoría conceptual en el modelo práctico de análisis, aspecto que se ha revelado como una de las principales carencias en los diferentes análisis de vulnerabilidad. Puesto que los indicadores de capacidad de adaptación analizan la posible respuesta futura, por parte de una sociedad y sus instituciones ante un determinado riesgo, los cálculos y las métricas de estos

indicadores derivan en muchos casos de análisis cualitativos. Un resumen de las variables utilizadas para caracterizar la capacidad de adaptación se muestra en la siguiente tabla.

Tabla 15. Relación de factores, variables e indicadores de capacidad de adaptación propuestos para el cálculo del IVS

Factor	Variable	Indicador
Participación pública	Participación pública	1 Participación pública en PH (0-1)
		2 Participación pública PES (0-1)
		3 Participación órganos de gestión (0-1)
Cumplimiento legislación	Adecuación Plan a DMA	4 Adecuación del Plan a DMA (0-1)
	Confianza institucional	5 Indicador confianza institucional (%)
Herramientas de gestión	Plan de Sequía	6 Indicador Plan de Sequía (0-1)
	Planes de Emergencia	7 Indicador Plan de Emergencia (0-1)
	Bancos de agua	8 Indicador Bancos de Agua (0-1)
	Decretos de Sequía	9 Indicador Decreto de sequía (0-1)
Infraestructuras	Capacidad de embalse	10 Cap. de embalse (%)
	Capacidad de desalación	11 Cap. de desalación (%)
	Capaciadd de trasvase	12 Cap. de trasvase (%)
	Capacidad de reutilización	13 Cap. de reutilización (%)
Capacidad financiera de recuperación	Seguros agrarios	14 Seguros agrarios (%)
Investigación	Ocupación en investigación	15 Nº investigadores (%)
	Inversión en I+D+i	16 Gasto en I+D+i respecto PIB (%)
	Número de doctores	17 Nº doctores > 30 años (%)
Percepción e interpretación del riesgo	Comunicación del riesgo	18 Nº noticias de sequía como crisis (%)
	Percepción riesgo de sequía	19 Indicador percepción sequía (%)
Cambio Climático	Percepción sobre CC	20 Indicador de percepción CC (%)
	Nivel de adaptación planificación	21 Grado adaptación de CC al Plan (0-1)

Fuente: Elaboración propia

A continuación se presenta una descripción de los principales factores, variables e indicadores propuestos para la caracterización de la capacidad de adaptación para el cálculo del IVS. Las características detalladas sobre la definición, la metodología de cálculo, las fuentes de información utilizadas, la escala espacial y temporal de aplicación y la relación de cada indicador con la sensibilidad pueden consultarse en las Fichas 16-33 del Anexo 3.

3.6.3.1. Factor participación pública

La participación pública se erige como una herramienta fundamental para afrontar problemas ambientales complejos como son los riesgos naturales (Brooks *et al.*, 2005; Cutter, 2008). La gestión de los riesgos plantea numerosos retos a los gestores y políticos encargados de tomar decisiones debido a los elevados intereses económicos, sociales y

ambientales que hay en juego. Este proceso de toma de decisiones debe asegurar que la gestión es a la vez eficiente y sostenible. De la misma manera, la gestión de la sequía enfrenta diferentes intereses ambientales, económicos y sociales que generan conflictos entre actores sociales y administraciones, acentuados en muchas ocasiones por la incertidumbre climática, espacial y causal que caracteriza a las sequías. Es por esto, que si la necesidad de la participación pública en la gestión de los riesgos naturales se presenta como un elemento importante, en la gestión de la sequía se presenta como fundamental para lograr el equilibrio óptimo sostenible teniendo en cuenta los diferentes puntos de vista sociales, económicos y medioambientales y así reducir la vulnerabilidad de las poblaciones (EC, 2007; Iglesias *et al.* 2007; Wilhite y Knutson, 2008).

A pesar de la creciente importancia que se le da a la participación pública en los análisis de vulnerabilidad, su medición e integración en los índices de vulnerabilidad sigue siendo un reto pendiente. El proyecto Drought R&SPI desarrolló, en este sentido, una metodología capaz de evaluar esta dimensión integrándola en el análisis de vulnerabilidad. Esta metodología es válida para los países miembros de la UE, pues se basa en la evaluación de los tres pilares fundamentales que la DMA (preámbulos 14 y 46 y artículo 14) establece para una participación pública efectiva en la gestión y planificación del agua (información pública, consulta pública y participación proactiva). Una de las limitaciones reconocidas por el proyecto Drought R&SPI es que la escala paneuropea permite poco nivel de detalle en la información analizada. Para el cálculo del IVS a escala de Demarcación Hidrográfica que se desarrolla en esta Tesis Doctoral, se propone una metodología de cálculo para este indicador que permite analizar a mayor nivel de detalle esta variable.

3.6.3.2. Factor cumplimiento de la legislación

El cumplimiento de la legislación es un indicador muy utilizado para caracterizar la vulnerabilidad social de las poblaciones a diferentes riesgos (Brooks *et al.* 2005, Hamouda *et al.* 2009, Swain y Swain 2011, Kossida *et al.* 2012, Milman *et al.* 2013). Un aspecto importante relativo al cumplimiento de la legislación y la gestión de riesgos es la confianza que la sociedad tiene sobre las capacidades institucionales para ejercer la autoridad y garantizar la seguridad. En el ámbito de la política y la gestión del agua, el cumplimiento de la legislación supone un factor clave para garantizar una efectiva capacidad de adaptación a la sequía, pues de la adecuada aplicación de las leyes y normas dependerá el estado

cualitativo y cuantitativo de los recursos hídricos y por tanto la disponibilidad de estos para su uso cuando se presente una sequía. Los problemas más recurrentes de incumplimiento de la legislación de agua son: el nivel de adecuación de la legislación española (en tiempos y forma) respecto a las directrices de la DMA, el uso ilegal del agua y los vertidos contaminantes ilegales. La extracción ilegal de agua, especialmente de recursos subterráneos para su uso en la agricultura, es una práctica muy extendida en algunos países de la Unión Europea (EEA, 2012a). Los efectos de la extracción ilegal de agua suponen un agotamiento de los recursos, un emperioamiento de su calidad y una degradación importante de los ecosistemas acuáticos (WWF/Adena, 2006). Por lo tanto, disminuye la flexibilidad de los sistemas acuáticos para afrontar un periodo de descenso de precipitaciones. Sin embargo, debido a la falta de datos que cumplan los requisitos establecidos para incluir las variables en la metodología, no se tiene en cuenta esta variable en el modelo. Lo mismo ocurre con la información relativa a vertidos ilegales. Se requieren nuevas metodologías capaces de identificar y valorar las consecuencias de ese tipo de prácticas en las masas de agua.

Para la medición de esta variable y su inclusión en el modelo se evalúan dos aspectos. Por un lado, el nivel de adecuación del Plan de Demarcación a las directrices establecidas por la DMA (como referencia fundamental de la planificación hidrológica en Europa), y por otro, el grado de confianza de la población en las instituciones, que ya ha sido utilizado en otros trabajos de evaluaciones de vulnerabilidad a la sequía, para caracterizar el nivel de cumplimiento de la legislación (De Stefano *et al.*, 2015).

Adecuación de la DMA al Plan de Demarcación

El cumplimiento de la legislación, especialmente de aquella relacionada con la gestión y política del agua, es una variable fundamental para garantizar una efectiva capacidad de adaptación a la sequía. El buen estado cuantitativo y cualitativo de las masas de agua de las que se abastece una determinada demanda condicionará la capacidad de adaptación del sistema a un periodo en el descenso de precipitaciones. Este buen estado cualitativo y cuantitativo de las masas de agua depende en gran medida del adecuado cumplimiento de la legislación ambiental desarrollada a tal efecto. Un posible indicador de esta variable puede ser el número de infracciones impuestas por la Comunidad Europea a los diferentes países miembros debido a los incumplimientos de la legislación comunitaria de agua. Sin embargo, puesto que las infracciones de la Comunidad Europea se aplican a nivel de país en su

conjunto, este indicador, que sería adecuado para su aplicación a una escala paneuropea, no permite establecer una comparación entre demarcaciones. Para suplir esta carencia de información, se utiliza el trabajo realizado por el grupo de expertos que componen el Observatorio de Políticas del Agua (OPPA), de la Fundación Nueva Cultura del Agua, que desde el año 2006 desarrolla una línea de trabajo dirigida al seguimiento del proceso de aplicación de la Directiva Marco del Agua en las distintas demarcaciones hidrográficas españolas, con el objetivo de facilitar información útil y evaluada en relación con la política del agua en España y, particularmente, con el cumplimiento de la DMA. Este trabajo permite contar con una evaluación en función del cumplimiento de las consideraciones de la DMA a nivel de demarcación hidrográfica para cada una de las demarcaciones, de forma que puede establecerse una comparación entre ellas.

Confianza insitucional

Varios autores coinciden en que muchos de los conflictos sociales relacionados con riesgos no se deben tanto a sus posibles efectos sobre la economía, la salud o el medio ambiente como a las relaciones que la población mantiene con los responsables de gestionar y tomar las decisiones sobre los riesgos (Espluga *et al.*, 2008; Rodríguez, 2009). Desde este punto de vista, la percepción que el público tiene de las instituciones se vuelve una cuestión relevante y más aún cuando se trata de cuestiones relacionadas con la seguridad.

3.6.3.3. Factor herramientas de gestión de sequía

En la actualidad existen diferentes herramientas utilizadas por la Administración para la gestión de las sequías. Algunas de ellas, como los Decretos de sequía, que todavía dominan como herramientas de gestión de este tipo de eventos, representan el enfoque reactivo de la gestión de las sequías. Otros, como los planes de sequía a diferentes escalas o los bancos de agua, otorgan mayor flexibilidad y previsión en la gestión. Para la medición e introducción de estas variables en el cálculo del IVS se ha desarrollado un cuestionario para cada una de las variables. Estos cuestionarios consisten en una serie de preguntas que pueden responderse con *sí* o *no* para evaluar la adecuación y funcionalidad de este tipo de herramientas. En función de las respuestas obtenidas para las preguntas planteadas, se obtiene un valor que puede oscilar entre 0 (menor capacidad de adaptación) y 1 (mayor capacidad de adaptación).

Planes de sequía

A través de la adopción de una adecuada planificación de sequía centrada en la reducción del riesgo y completada por planes de mitigación en los distintos niveles de gobierno, la capacidad de gestionar las sequías puede ser mejorada y así es reconocido tanto a nivel científico (EC, 2012; Wilhite *et al.*, 2014; Paneque, 2015) como a nivel institucional (UE, 2007; UN/ISDR, 2007, UNW-DPC, 2013, WMO y GWP, 2014). El objetivo de cualquier plan de gestión de sequía debe ser el de establecer un marco para la anticipación, el seguimiento y la paulatina implantación de medidas conforme avanza la sequía. De esta manera, los planes de sequía suponen una herramienta fundamental para hacer efectivo en la práctica el cambio de paradigma desde la sequía como crisis a la gestión de la sequía como riesgo (Wilhite *et al.*, 2014).

En España, puesto que la legislación establece a través del artículo 27 del Plan Hidrológico Nacional la obligación de los organismos de cuenca de elaborar Planes Especiales de Actuación en Situaciones de Alerta y Eventual sequía (art.27.2) y a las Administraciones públicas responsables de sistemas de abastecimiento urbano que atiendan, singular o mancomunadamente, a una población igual o superior a 20.000 habitantes la obligación de disponer de un Plan de Emergencia ante situaciones de sequía, se propone realizar un análisis de estas herramientas.

Bancos de agua

Los mercados del agua pueden ofrecer flexibilidad al sistema concesional del uso privativo de los recursos hídricos y por tanto pueden ser herramientas útiles para mitigar los impactos de una sequía (Calatrava y Garrido, 2005; Paneque y Beltrán, 2014), siempre que el marco institucional que los regule sea transparente, las transferencias sean coyunturales para combatir los efectos de una sequía, es decir no afecten a las propias concesiones y no se ponga en peligro la esencia del dominio público sobre caudales y ecosistemas (Arrojo, s.d; Hernández–Mora y Del Moral, 2015).

Decretos de sequía

Los Decretos de sequía han sido una de las herramientas más utilizadas para hacer frente a las sequías en España. Ya se ha comentado en el capítulo 2 como al amparo de la

delaración del estado de urgencia y el “interés general” mediante la aprobación de este tipo de Decretos, las asinsitraciones responsables pueden esquivar los diferentes procedimientos jurídicos y administrativos para poner en marcha las medidas que se consideren oportunas. El uso de estas herramientas consolida en la práctica el enfoque reactivo y de urgencia propio de la gestión de crisis y deja de lado las ideas preventivas y de mitigación propias del paradigma de gestión de riesgos. Por tanto, el uso de este tipo de herramientas aumenta la vulenrabilidad de los sistemas expuestos, al limitar el aprendizaje, la prevención y la adaptación, que podrían ser utilizadas en el futuro. Esta variable no ha sido utilizada previamente en análisis de vulnerabilidad a la sequía.

3.6.3.4. Factor infraestructuras

Tanto las infraestructuras de almacenamiento y distribución de recursos, como las tecnologías de aumento de oferta a través de la reutilización y desalación de agua tienen efectos positivos sobre la reducción del riesgo durante una sequía, siempre y cuando no se utilicen para consolidar nuevas demandas de agua que aumenten la presión sobre los recursos hídricos. Por un lado, la capacidad de embalse y de movilidad de recursos hídricos otorga flexibilidad espacial y temporal para regular los efectos de los descensos de precipitaciones. Por otro lado, el desarrollo de tecnologías alternativas, tales como la desalación o la reutilización, reducen la dependencia de las precipitaciones para satisfacer determinadas demandas y suelen ser buenas alernativas en situaciones de emergencia.

Capacidad de reserva

Esta variable hace referencia al nivel de infraestructuras de regulación y emergencia que pueden aportar flexibilidad a la demanda de agua en situaciones de sequía. Las reservas de almacenamiento de agua mejoran la fiabilidad de los sistemas de explotación de agua y por tanto disminuyen la vulnerabilidad frente a la sequía (Safavi *et al.*, 2014). A través del cálculo de este indicador se mide la capacidad de las infraestructuras de almacenamiento para hacer frente a las fluctuaciones del agua, en función de las demandas asociadas, de manera que las proporciones más elevadas implican una mayor resistencia a las sequías y las inundaciones (Rogers y Fiering, 1990).

Capacidad de desalación

La capacidad de aportación de agua por medio de fuentes alternativas e independientes de la precipitación como la desalación, pueden ejercer un papel determinante en una situación de descenso de precipitaciones. La desalación es un recurso no convencional que permite obtener agua dulce a partir de agua de mar o salobre. Es por tanto una fuente totalmente independiente de las precipitaciones que aumenta la capacidad de respuesta del sistema en situaciones de sequía.

Capacidad de reutilización

La capacidad de reutilización puede otorgar flexibilidad al sistema para satisfacer determinadas demandas con recursos reutilizados y reservando los recursos de mejor calidad para los usos prioritarios, especialmente el abastecimiento urbano. Los usos establecidos para la reutilización de aguas residuales se establecen en el artículo 4 del Real Decreto 1620/2007¹, donde se explicita su prohibición para el consumo humano (salvo en caso de catástrofe) y para la industria alimentaria, entre otros.

Capacidad de trasvase

Al margen de las implicaciones que el gran desarrollo de las infraestructuras hidráulicas tiene sobre el estado actual de sobreexplotación de los recursos hídricos, la capacidad de trasvase como medida de emergencia es una herramienta que puede disminuir la vulnerabilidad de los sistemas. La capacidad de recibir recursos hídricos de otras cuencas en situaciones de sequía aumenta la flexibilidad del sistema para hacer frente al descenso de las precipitaciones, siempre que la cuenca cedente no se encuentre afrontando la misma situación.

3.6.3.5. Factor capacidad financiera de recuperación

El nivel económico y su distribución en la sociedad es uno de los factores que más se relaciona con la capacidad de adaptación frente a los riesgos naturales en la literatura especializada (Cuter *et al.* 2003; Cutter *et al.*, 2008).

¹ Real Decreto 1620/2007, de 7 de diciembre, por el que se establece el régimen jurídico de la reutilización de las aguas depuradas.

Las variables más recurrentes a la hora de generar indicadores económicos de vulnerabilidad y capacidad de adaptación al cambio climático o los riesgos utilizan al P.I.B (global o *per cápita*) (Iglesias *et al.*, 2007; Naumann *et al.*, 2014), el índice de desarrollo humano (León *et al.*, 2009) o la tasa de pobreza (Hamouda *et al.*, 2011), sobre todo en aquellos contextos y para aquellos riesgos en los que la capacidad individual de adaptación a un determinado desastre es un factor relevante. En el caso de la sequía en el contexto español, el elemento que se considera en este trabajo es la cobertura del seguro agrícola como mecanismo utilizado para compensar las pérdidas ocasionadas por la sequía, ya que tiene un papel fundamental como herramienta de gestión (Bhattacharya y Das 2007; De Stefano *et al.*, 2015; Gbetibouo y Ringler, 2009; Swain y Swain, 2011; Wilhelmi y Wilhite, 2002). Sin embargo, todavía no se ha introducido esta variable de una forma robusta en las metodologías de evaluación de la vulnerabilidad, y sigue siendo uno de los retos pendientes desde el punto de vista de la investigación. Podemos asegurar que no se entenderán los mecanismos de gestión de la sequía hasta que no se integren adecuadamente este tipo de conocimiento y variables en los análisis.

3.6.3.6. *Factor investigación*

El desarrollo de la investigación y la innovación es un elemento clave en el desarrollo de la capacidad de adaptación a largo plazo. A través de la investigación y la innovación se aumenta la capacidad de generar nuevos conocimientos sobre el fenómeno de la sequía en todas sus dimensiones (climática, social, económica, institucional, etc.), por un lado, y se posibilita la mejora y el desarrollo de nuevas herramientas (políticas, tecnológicas, económicas, institucionales, etc.) para reducir la vulnerabilidad de las poblaciones frente al riesgo de sequía por otro.

En este trabajo se evalúan e incorporan en el modelo dos variables para caracterizar la capacidad de investigación e innovación de una sociedad: por un lado, la inversión pública realizada en materia de investigación, para la cual se utiliza el gasto público en investigación respecto al valor del P.I.B de un territorio (Banco Mundial, 2005), que ha sido utilizado en numerosos trabajos de adaptación al cambio climático y también en trabajos sobre recursos hídricos y sequía (De Stefano, *et al.*, 2015; Hamounda *et al.*, 2009). Por otro lado, se evalúa el capital humano en materia de investigación a través del número de personas que tienen

en la investigación su principal ocupación, así como a través del número de doctores, como medida del potencial investigador existente en base al nivel de estudios de una población.

3.6.3.7. Factor comunicación y percepción del riesgo

Ya se ha argumentado en capítulos anteriores que la manera en que una sociedad o individuo percibe e interpreta el riesgo determina la actitud y los mecanismos de respuesta frente a él. Sin embargo y pese a la importancia que se le otorga a esta variable en la gestión de los riesgos, todavía no se ha integrado en marcos operativos de evaluación de la vulnerabilidad.

Aquí se propone una metodología para la introducción de esta variable en las evaluaciones de vulnerabilidad a través de dos factores que se consideran fundamentales: la comunicación del riesgo a través de los medios de comunicación, como principal fuente de información a través de la cual la población recibe la información sobre este tipo de fenómenos, y, por otro lado, la percepción que la población tiene sobre el riesgo de sequía.

Ken Moore, director del Programa de Investigación Institucional Social y de la Tierra y del Agua de Australia, se refería a estos dos conceptos de la siguiente manera: “En el ámbito de la sequía y la variabilidad climática, los expertos llevan casi dos décadas de consenso defendiendo que la sequía no es un desastre natural (...) pero el público todavía percibe la sequía como un desastre natural y por eso la presión para responder como si se tratara de un desastre natural es tan alta cuando la sequía adquiere relevancia en los medios de comunicación” (Moore, 2009: 1; traducción propia).

3.6.3.8. Factor cambio climático

Las predicciones sobre el aumento en la intensidad y la frecuencia de los periodos de sequía pronosticadas por los modelos de cambio climático en el sur de Europa y otras zonas áridas (IPCC, 2012), así como sobre la reducción de los recursos renovables de aguas superficiales y aguas subterráneas en la mayoría de las regiones secas (IPCC, 2014), parecen argumentos suficientes para justificar la inclusión de la variable del cambio climático en los estudios de vulnerabilidad frente al riesgo de sequía. Además, varios organismos internacionales coinciden en la necesidad de desarrollar metodologías de vulnerabilidad a la sequía que incluyan las predicciones sobre cambio climático (EU, 2007; UNISDR, 2015).

En la literatura científica existen numerosas publicaciones que abordan el tema de la vulnerabilidad de los recursos hídricos frente al cambio climático (Gain *et al.*, 2012; IPCC, 2008, UNEP, 2011; Vörösmarty *et al.*, 2000). Pero pocos análisis de vulnerabilidad a la sequía incluyen esta variable en sus metodologías.

3.7. Normalización e integración de indicadores

Una vez calculadas las variables seleccionadas, se realiza un proceso de normalización para que todas queden comprendidas entre valores de 0 y 1. El cálculo de la normalización de variables se realiza según la metodología de normalización X_{min} - X_{max} que es comunmente utilizada en trabajos de vulnerabilidad (Iglesias *et al.*, 2007; De Stefano *et al.*, 2015; Naumann *et al.*, 2014).

$$Z_i = \frac{X_i - X_{min}}{X_{m\acute{a}x} - X_{min}}$$

Donde;

Z_i = valor normalizado de la variable (entre 0 y 1)

Z_x = valor de la variable

Z_{min} = valor mínimo de la variable

$Z_{m\acute{a}x}$ = valor máximo de la variable para aquellos indicadores que se relacionan de forma inversa con la vulnerabilidad:

$$Z_i = 1 - \frac{X_i - X_{max}}{X_{m\acute{a}x} - X_{min}}$$

Además, en el caso de la de capacidad de adaptación, donde el componente en su conjunto de relaciona de manera inversa con la vulnerabilidad y para garantizar la coherencia en el cálculo del IVS, los indicadores se normalizarán entre -1 (nula capacidad de adaptación) y 0

(máxima capacidad de adaptación. Para ello, una vez normalizados los indicadores se aplicará la siguiente fórmula:

$$Z_i (-1-0) = -1 + Z_i$$

Así se garantiza que en el peor de los casos, en una hipotética situación en la que la exposición y la sensibilidad sean máximas, es decir, adquieran un valor de 1 cada una y la capacidad de adaptación sea nula con un valor de -1, el valor de la vulnerabilidad tras el cálculo del IVS aquiera el valor máximo, que es 1.

Una vez que todos los indicadores han sido calculados y normalizados se procede a la integración de estos, primero en los índices de exposición, sensibilidad y capacidad de adaptación y, posteriormente, estos tres se integran en el Índice de Vulnerabilidad a la Sequía (IVS). En la literatura sobre riesgos y más concretamente sobre índices de vulnerabilidad sobre sequía, la integración de los distintos indicadores en índices compuestos se realiza mediante la asignación de pesos; sin embargo, los criterios utilizados para determinar el valor de los pesos relativos de cada indicador varían de unos trabajos a otros, no pudiéndose establecer un procedimiento general u óptimo. Así por ejemplo, algunos autores asignan pesos en función de las suposiciones informadas sobre la relativa contribución de cada una de las variables a la vulnerabilidad (Wilhemi y Whilhite, 2002; Pandey *et al.*, 2012; Safavi *et al.*, 2014), otros trabajos se basan en el Proceso Analítico Jerárquico (AHP, por sus siglas en inglés) (Mimikou y Kosida, 2014) y otros establecen pesos iguales (Cutter, 2003; Broks *et al.*, 2005; De Stefano *et al.*, 2015; Iglesias *et al.*, 2007; Naumann *et al.*, 2014).

En ausencia de cualquier justificación teórica para la ponderación y al carecer de la evidencia teórica o estadística fiable necesaria para asignar pesos a las indicadores y componentes de la vulnerabilidad, la asignación de pesos iguales es el método más prudente (Cutter *et al.*, 2003; Schmidtlein *et al.* 2008) y así se realiza en este trabajo. Además, puesto que el objetivo de este trabajo no es solo identificar las zonas vulnerables sino determinar qué componentes y variables son más influyentes en el cálculo del IVS, asignar pesos previos al cálculo podría distorsionar los resultados.

IV. APLICACIÓN A ESCALA DE DEMARCACIÓN HIDROGRÁFICA, SISTEMAS DE EXPLOTACIÓN Y UNIDADES DE DEMANDA



Castillo Palacio de los Ribera (Bornos). Autor

Capítulo 4

Delimitación y caracterización de la cuenca piloto: La Demarcación Hidrográfica Guadalete-Barbate (DHGB)

En el presente capítulo se presenta, en primer lugar, la delimitación y estructura organizativa de la demarcación seleccionada como cuenca piloto, la Demarcación Hidrográfica Guadalete Barbate (DHGB), atendiendo no solo al ámbito territorial que comprende y a su estructura organizativa, sino además a las distintas escalas de análisis a las que se propone realizar el ejercicio de evaluación y análisis de la vulnerabilidad, en coherencia con las escalas utilizadas en la planificación hidrológica. En segundo lugar, se realiza una caracterización de la zona de estudio, que se centra en aquellos aspectos que permiten comprender mejor las características climáticas e hidrológicas de la DHGB. Por último, se presentan las características básicas de la Demarcación en relación con los recursos disponibles, los usos y demandas existentes, así como los balances actuales y futuros.

4.1. Delimitación y estructura organizativa de la DHGB

Con la aprobación de la DMA en el año 2000, la Demarcación Hidrográfica se instaure como unidad de gestión y planificación de los recursos hídricos en todos los países miembros. De igual modo, a partir de su aprobación, se refuerza el papel de las Confederaciones Hidrográficas Españolas como elemento descentralizador (del gobierno central) para la gestión de los recursos hídricos.

Se incorporan por tanto dos de los considerandos básicos y menos discutidos de las ideas que plantea la GIRH a la normativa europea sobre gestión y planificación de los recursos hídricos. Estos son los cambios más recientes de una larga tradición de gestión de los recursos que reflejan como el propio entendimiento de la gestión del recurso ha ido evolucionando. Sin embargo, y como estos cambios no surgen sobre un vacío previo, la delimitación de la planificación hidrológica como unidad de gestión basada en los límites naturales genera una serie de conflictos territoriales que condicionan la gestión integrada de los recursos hídricos. A continuación, se presentan los principales cambios que se han producido en la manera de delimitar y gestionar los recursos hasta llegar a la que hoy conocemos como Demarcación Hidrográfica Guadalete-Barbate. Además se presentan los principales conflictos entre los diferentes límites administrativos que en la práctica dificultan el proceso de gestión integrada del recurso.

4.1.1. Ámbito territorial

La delimitación territorial de la Demarcación Hidrográfica Guadalete-Barbate (DHGB) no puede entenderse si no es como el resultado de una serie de importantes cambios en la forma de entender la gestión de los recursos hídricos, especialmente en los últimos cincuenta años. Estos cambios se han venido sucediendo hasta nuestros días, como demuestra la reciente creación de la DHGB como unidad de administración y gestión de los recursos hídricos en el año 2009. Estos cambios, importantes tanto desde el punto de vista del debate teórico como metodológico de los que parte esta Tesis, pueden resumirse en: i) la consideración de la base territorial de gestión, que pasa de un marco meramente administrativo —las provincias—, hacia marcos delimitados en base a la funcionalidad del ciclo hidrológico; primero a través de las cuencas hidrográficas y más tarde con las actuales demarcaciones hidrográficas; ii) la consideración de la planificación hidrológica como eje de la gestión de los recursos hídricos y iii) la descentralización de las competencias para el uso y aprovechamiento de los recursos hídricos.

Los dos antecedentes más relevantes en relación con la organización y administración del agua son el Código de Aguas de 1866 y la Ley de Aguas de 1879. Esta última, que estuvo en vigor más de cien años, considera de dominio público únicamente las aguas superficiales y las subálveas, mientras que las aguas subterráneas quedaban bajo propiedad de aquel que las alumbrase. Además, esta Ley establece por primera vez el régimen concesional para los distintos usos del agua (abastecimiento, regadío y usos industriales) e instaura como base territorial de gestión del agua a la provincia (Sánchez, 2001).

No es hasta principios del siglo XX cuando ante la ineficacia de la iniciativa privada y las limitaciones que supone el límite administrativo provincial para abordar y solucionar muchos de los problemas que se planteaban en torno a la gestión del recurso (defensa de avenidas e inundaciones, sequía y escasez de agua, usos económicos y sectoriales del agua), se hizo necesario un replanteamiento de la unidad territorial más adecuada tanto para la gestión como para la planificación del agua y se estableció la cuenca hidrográfica como base territorial de gestión. Esta nueva delimitación sienta sus bases sobre el funcionamiento físico del ciclo hidrológico con el objetivo de lograr un aprovechamiento más racional de los recursos. Como consecuencia de esta nueva perspectiva, se aprueban

dos Decretos durante los años veinte del siglo XX. El primero de ellos marca las directrices para la formación de las Confederaciones Hidrográficas Sindicales¹ y el segundo para la creación de la Confederación Hidrográfica Sindical del Ebro², considerado el primer organismo de cuenca del mundo.

La definición de las cuencas hidrográficas supuso un importante avance en la consideración del ciclo hidrológico como base de gestión de los recursos hídricos; sin embargo, la diferente gestión de las aguas superficiales (de dominio público) y las aguas subterráneas (de aprovechamiento privado) suponía una limitación demasiado importante para la gestión y planificación del agua de acuerdo a criterios de uso integral que permitieran un aprovechamiento racional de los recursos. A pesar de ello, la Ley de Aguas de 1879 permanecería en vigor casi cien años y no es hasta 1985³ cuando, en un escenario de regeneración democrática y unas nuevas circunstancias sociales, económicas y políticas, se plantea su modificación (Sánchez, 2011).

La Ley de Aguas de 1985 supone un gran avance en la manera de entender y gestionar los recursos hídricos, al establecer los principios básicos para una administración pública del agua. Entre otras cuestiones, destacan: i) la declaración de dominio público de las aguas subterráneas, que han de gestionarse conjuntamente con las aguas superficiales; ii) la corroboración de la cuenca hidrográfica como unidad de gestión indivisible; iii) la introducción de la descentralización en la gestión del agua y la diferenciación entre cuencas intercomunitarias (que exceden el ámbito territorial de una Comunidad Autónoma y por tanto son competencia del Estado) e intracomunitarias (aquellas que están comprendidas íntegramente dentro del ámbito territorial de una Comunidad Autónoma y por tanto son competencia de la Comunidad Autónoma correspondiente); y iv) el establecimiento de la planificación hidrológica como el eje central de la Ley.

Según lo dispuesto en la Ley de 1985, la distribución territorial y competencial de las cuencas hidrográficas de Andalucía quedaba configurada por la Cuenca Hidrográfica del Guadalquivir, la Cuenca Hidrográfica del Sur, la Cuenca Hidrográfica del Segura y la parte española de la Cuenca Hidrográfica del Guadiana. La gestión de las tres primeras, al

¹ Real Decreto de 5 de marzo de 1926

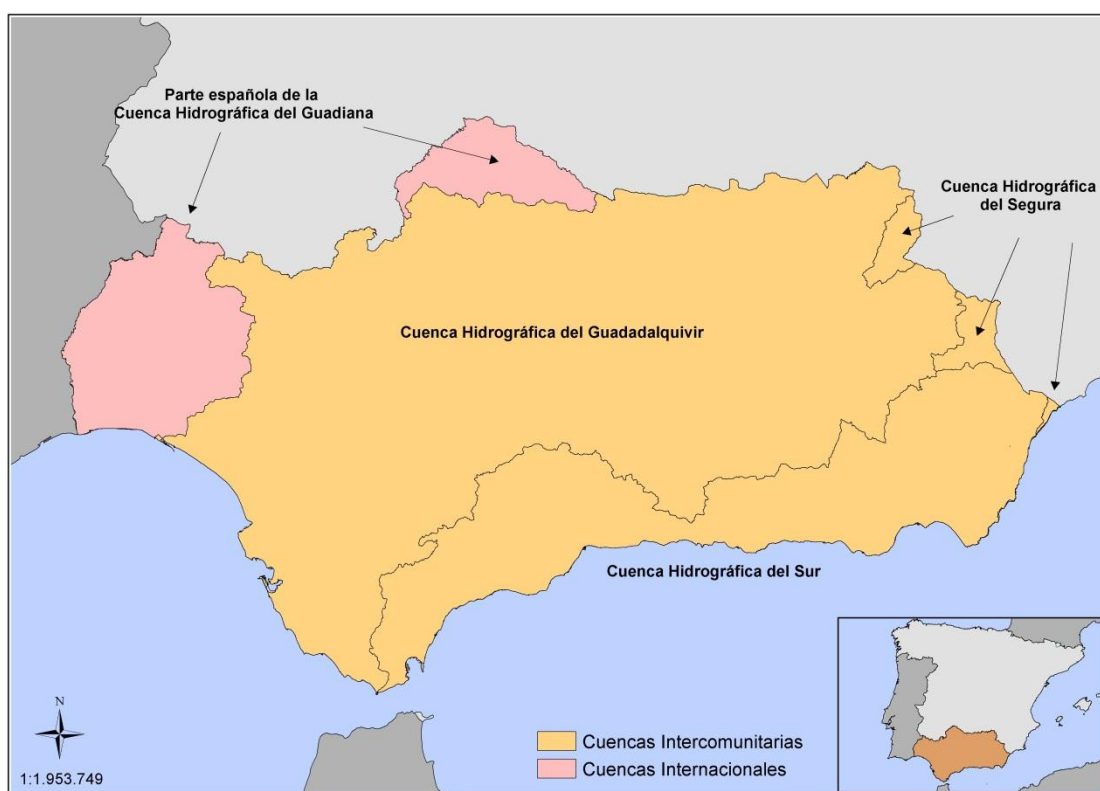
² Decreto Ley de 5 de marzo de 1926

³ Ley 29/1985, de 2 de agosto, de Aguas

⁴ Convenio sobre Cooperación para la Protección y el Aprovechamiento Sostenible de las Aguas de las Cuencas Hidrográficas

compartir territorio con otras Comunidades Autónomas, quedaba dentro de la competencia exclusiva del Estado, mientras que para la gestión de los recursos hídricos de la parte española del Guadiana, el Estado debía coordinarse con la Administración portuguesa. Esta coordinación se realiza en base a lo establecido en el Convenio de Albufeira⁴, firmado en 1998 y vigente en la actualidad. La Figura 25 muestra la distribución territorial y competencial de las Cuencas Hidrográficas tras la aprobación de la Ley de Aguas de 1985.

Figura 25. Distribución territorial y competencial de las cuencas hidrográficas de Andalucía tras la aprobación de la Ley 29/1985 de Aguas



Fuente: Elaboración propia

La Ley de Aguas del 1985 ha sufrido numerosas modificaciones que, finalmente, han derivado en la redacción del Texto Refundido de La Ley de Aguas (TRLA), aprobado por el Real Decreto Legislativo 1 /2001 y que, a día de hoy, tras sufrir otras modificaciones, es el eje central del derecho del agua en España.

⁴ Convenio sobre Cooperación para la Protección y el Aprovechamiento Sostenible de las Aguas de las Cuencas Hidrográficas Hispano-Portuguesas (Convenio de Albufeira). BOE núm. 37 de 12.02.2000.

De todas estas modificaciones, sin duda la más decisiva en lo que a planificación hidrológica se refiere es la introducida por la Ley 62/2003⁵, mediante la que se transpone la Directiva Marco del Agua (DMA)⁶. La entrada de España en la Comunidad Europea (1 de enero de 1986) ha influido el desarrollo del derecho interno sobre el agua hasta tal punto de que todas las normas internas son directa o indirectamente tributarias de normas europeas. De entre todas ellas, la DMA es la más importante en cuanto a planificación y gestión de los recursos hídricos y tiene un papel determinante en la configuración actual de las bases territoriales de gestión. La principal novedad que introduce la DMA referente a la delimitación territorial de las unidades de gestión del agua es de la *Demarcación Hidrográfica* como nuevo ámbito territorial de gestión y planificación hidrológica. La propia DMA define la Demarcación Hidrográfica como “la zona terrestre y marina compuesta por una o varias cuencas hidrográficas vecinas y las aguas de transición, subterráneas y costeras asociadas a dichas cuencas” (artículo 16 bis. Ley 62/2003).

Si bien es cierto que la trasposición española no se realiza sobre un vacío previo sino sobre una estructura hidrográfica consolidada desde los años veinte del siglo anterior, la DMA reformula el concepto de cuenca hidrográfica y pasa a considerar como parte del ámbito de las cuencas hidrográficas, además de las aguas superficiales⁷ y las aguas subterráneas⁸, las aguas de transición⁹ y las aguas costeras¹⁰, con el objetivo de lograr la coherencia funcional entre el ciclo natural del agua y su ámbito de gestión. Esto se traduce en la necesidad de una nueva configuración territorial de los ámbitos de gestión y planificación del agua.

En este sentido, de acuerdo a la Constitución y los Estatutos de Autonomía de las diferentes Comunidades Autónomas —en amparo de la Sentencia del Tribunal Constitucional (STC) 227/1988, de 29 de noviembre donde se reconoce expresamente la

⁵ Ley 62/2003, de 30 de diciembre, de medidas fiscales, administrativas y del orden social.

⁶ Directiva 2000/60/CE del Parlamento Europeo y del Consejo de 23 de octubre de 2000 por la que se establece un marco comunitario de actuación en el ámbito de la política de aguas.

⁷ Art. 2.1 DMA: las aguas continentales, excepto las aguas subterráneas; las aguas de transición y las aguas costeras, y, en lo que se refiere al estado químico, también las aguas territoriales.

⁸ Art.2.2 DMA: todas las aguas que se encuentran bajo la superficie del suelo en la zona de saturación y en contacto directo con el suelo o el subsuelo;

⁹ Art. 2.6 DMA: masas de agua superficial próximas a la desembocadura de los ríos que son parcialmente salinas como consecuencia de su proximidad a las aguas costeras, pero que reciben una notable influencia de flujos de agua dulce;

¹⁰ Art. 2.7 DMA: las aguas superficiales situadas hacia tierra desde una línea cuya totalidad de puntos se encuentra a una distancia de una milla náutica mar adentro desde el punto más próximo de la línea de base que sirve para medir la anchura de las aguas territoriales y que se extienden, en su caso, hasta el límite exterior de las aguas de transición

competencia de las Comunidades Autónomas para fijar el ámbito territorial de los planes hidrológicos de las cuencas intracomunitarias—, se establece la distribución competencial en materia de aguas entre el Estado y las Comunidades Autónomas, que otorga las competencias para dictar la legislación, la ordenación y la concesión de recursos y aprovechamientos hidráulicos al Estado cuando se trate de cuencas intercomunitarias y a las Comunidades Autónomas cuando se trate de cuencas intracomunitarias.

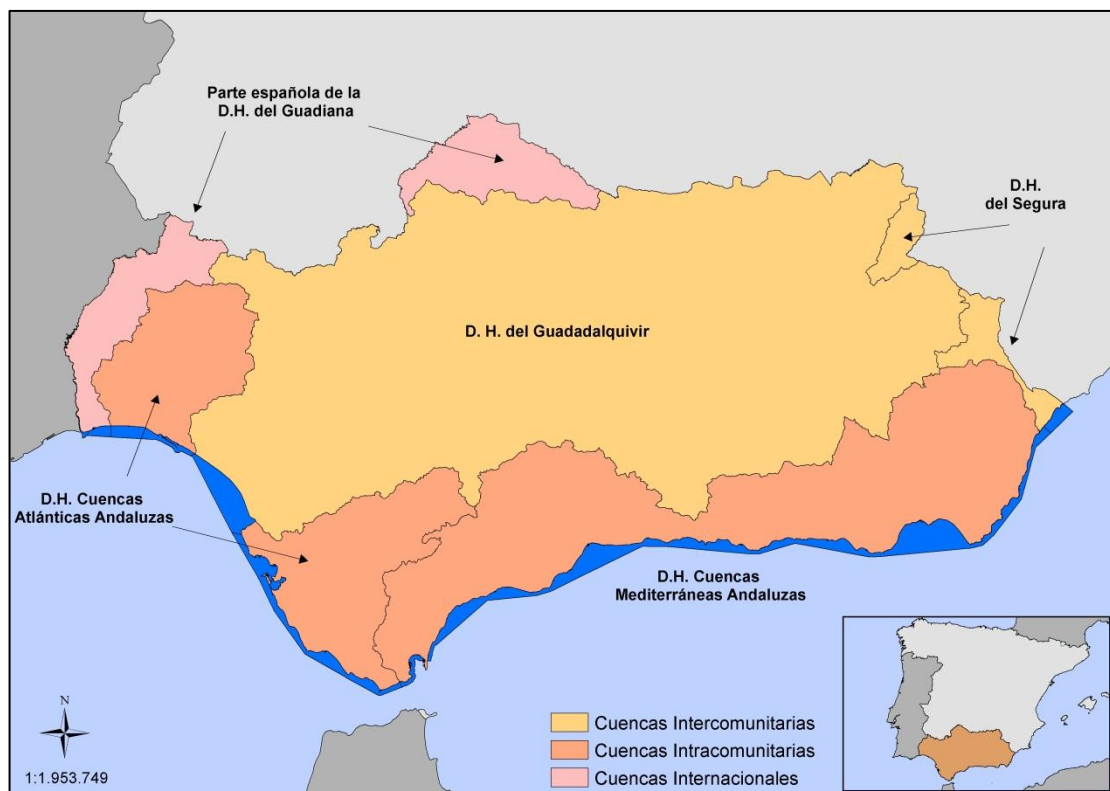
En lo que se refiere a Andalucía, en 2004 se traspasan las competencias en materia de recursos y aprovechamientos hidráulicos de la Confederación Hidrográfica del Sur¹¹ a la Comunidad Autónoma, aunque su traspaso no se hace efectivo hasta 2005, año en el que se crea la Agencia Andaluza del Agua¹². Un año más tarde, se traspasan también las competencias de las cuencas andaluzas de vertiente atlántica de las Confederaciones Hidrográficas del Guadalquivir y del Guadiana¹³. Con estas competencias transferidas, se aprueba en el año 2006 la creación de la Demarcación Hidrográfica de las Cuencas Atlánticas Andaluzas, integradas por las cuencas hidrográficas del Guadalete y Barbate (Cádiz) y del Tinto, Odiel, Piedras y Chanza (Huelva), que anteriormente habían pertenecido a la Confederación Hidrográfica del Guadalquivir, la primera, y a la del Guadiana, las demás. Un año más tarde, y con el objetivo de introducir la figura de la Demarcación Hidrográfica en el ordenamiento y la planificación hidrológica española, el Real Decreto 125/2007, de 2 de febrero, fija el ámbito territorial de las demarcaciones hidrográficas en el ámbito de las competencias de la Administración del Estado. En la Figura 26, se observa la nueva configuración de las demarcaciones hidrográficas de Andalucía tras los cambios competenciales señalados y la aprobación del Real Decreto 125/2007.

¹¹ Real Decreto 2130/2004, de 29 de octubre, sobre traspaso de funciones y servicios de la Administración del Estado a la Comunidad Autónoma de Andalucía en materia de recursos y aprovechamientos hidráulicos (Confederación Hidrográfica del Sur).

¹² Organismo autónomo dependiente de la Consejería de Medio Ambiente de la Junta de Andalucía encargado de desarrollar y coordinar las competencias autonómicas en materia de aguas

¹³ Real Decreto 1560/2005, de 23 de diciembre, sobre traspaso de funciones y servicios del Estado a la Comunidad Autónoma de Andalucía en materia de recursos y aprovechamientos hidráulicos correspondientes a las cuencas andaluzas vertientes al litoral atlántico (Confederaciones Hidrográficas del Guadalquivir y del Guadiana). (B.O.E. 24-12-2005).

Figura 26. Configuración territorial y competencia de las demarcaciones hidrográficas tras la aprobación del RD 125/2007



Fuente: Elaboración propia

La nueva distribución de las Demarcaciones, en la que no existe coincidencia entre los límites de las Comunidades Autónomas y las Demarcaciones Hidrográficas, ha dado lugar a tensiones y conflictos entre diferentes Comunidades Autónomas y entre estas y el Estado. En el caso de Andalucía, el máximo exponente de estas tensiones ha sido el doble traspaso de ida y vuelta de las competencias de la Demarcación Hidrográfica del Guadalquivir entre Estado y la Junta de Andalucía.

En virtud de la reforma del Estatuto de Autonomía de Andalucía del año 2007¹⁴, que otorga competencia exclusiva en materia de aguas a la Comunidad Autónoma, siempre que estas transcurran íntegramente por territorio andaluz y su aprovechamiento no afecte a otros territorios (Art. 50), se transfieren las competencias del Guadalquivir a la Comunidad Autónoma de Andalucía a través del Real Decreto 1666/2008¹⁵, que queda

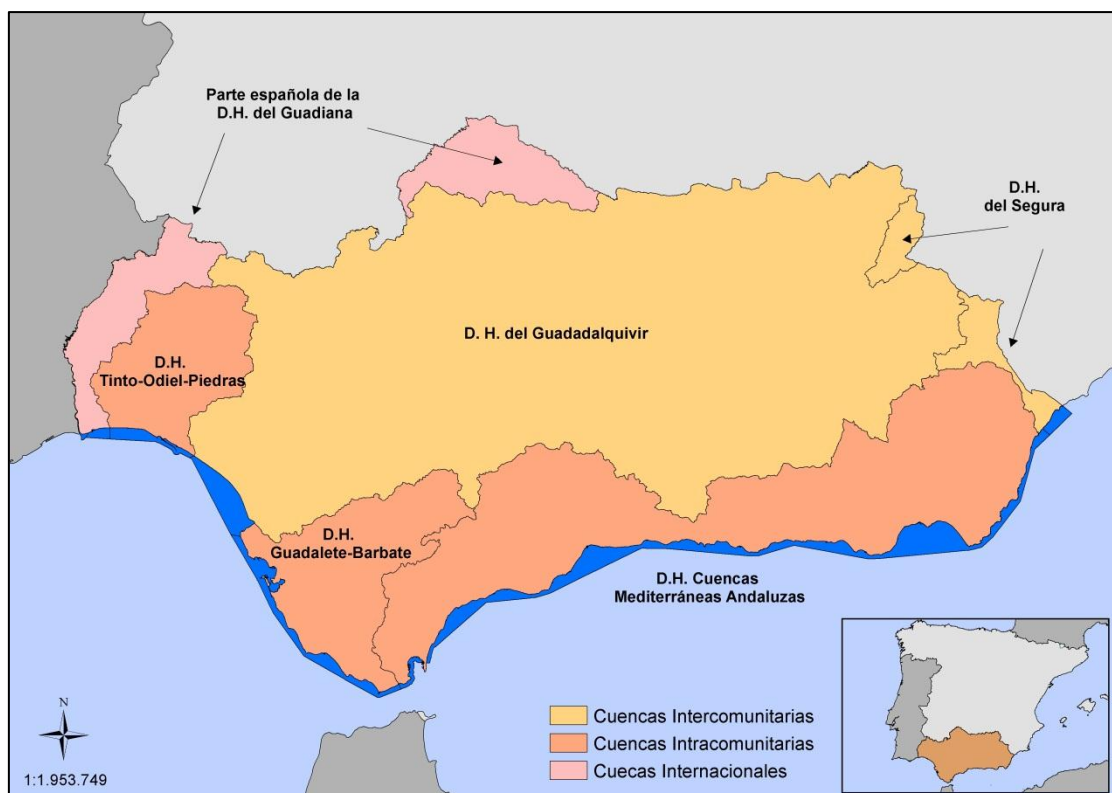
¹⁴ Ley Orgánica 2/2007, de 19 de marzo, de reforma del Estatuto de Autonomía para Andalucía.

¹⁵ Real Decreto 1666/2008, de 17 de octubre, sobre traspaso de funciones y servicios de la Administración del Estado a la Comunidad Autónoma de Andalucía en materia de recursos y aprovechamientos hidráulicos correspondientes a las aguas de la cuenca del Guadalquivir que discurren íntegramente por el territorio de la comunidad.

anulado por las Sentencias del Tribunal Supremo de 13 y 14 de junio de 2016 como respuesta a un recurso presentado por la Comunidad Autónoma de Extremadura.

Finalmente, y una vez devueltas las competencias del Guadalquivir a la Administración Central, la Consejería de Medio Ambiente de la Junta de Andalucía, aprueba el Decreto 357/2009, de 20 de octubre, por el que se fija el ámbito territorial de las demarcaciones hidrográficas de las cuencas intracomunitarias situadas en Andalucía (BOJA N° 208: 2009).

Figura 27. Distribución territorial y competencial de las Demarcaciones Hidrográficas Andaluzas tras la aprobación del Decreto 357/2009



Fuente: Elaboración propia

Como se aprecia en la Figura 27, el Decreto 257/2009 reorganiza territorial y administrativamente las Demarcaciones Hidrográficas que son competencia de la Junta de Andalucía y divide la antigua Demarcación Hidrográfica de la Cuencas Atlánticas Andaluzas en dos nuevas Demarcaciones, la del Tinto-Odiel-Piedras y la del Guadalete-

¹⁶ Real Decreto 1498/2011, de 21 de octubre, por el que, en ejecución de sentencia, se integran en la Administración del Estado los medios personales y materiales tras pasados a la Comunidad Autónoma de Andalucía por el Real Decreto 1666/2008, de 17 de octubre.

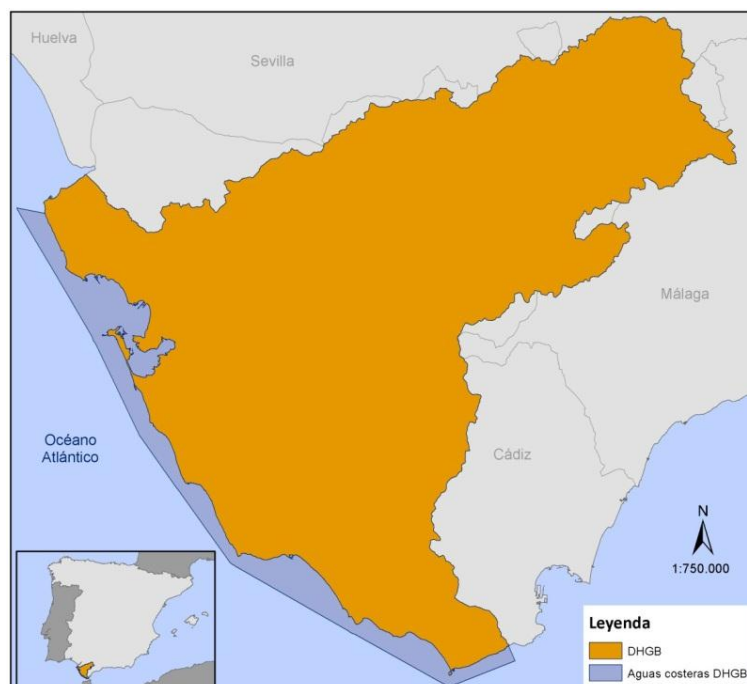
Barbate. Dicho Decreto establece el ámbito territorial de la DHGB de la siguiente manera:

Comprende el territorio de las cuencas hidrográficas de los ríos Guadalete y Barbate e intercuenas entre el límite de los términos municipales de Tarifa y Algeciras y el límite con la cuenca del Guadalquivir, así como, las aguas de transición a ellas asociadas.

Las aguas costeras comprendidas en esta demarcación hidrográfica tienen como límite oeste la línea con orientación 244° que pasa por la Punta Camarón en el municipio de Chipiona y como límite este la línea con orientación de 144° que pasa por el límite costero de los términos municipales de Tarifa y Algeciras (Artículo 3.2).

De esta manera, la DHGB (Figura 28) queda configurada y delimitada por el Valle del Guadalquivir al Norte, el extremo occidental del subsistema subbético en la parte oriental y el océano Atlántico al Sur y al Oeste y su superficie asciende a 5960,98 km², distribuidos en las provincias de Cádiz (93,9 %), Málaga (2,6 %) y Sevilla (3,5 %) (Junta de Andalucía, 2015a).

Figura 28. Delimitación de la DHGB según Decreto 357/2009



Fuente: Elaboración propia a partir de REDIAM

4.1.2. Estructura organizativa

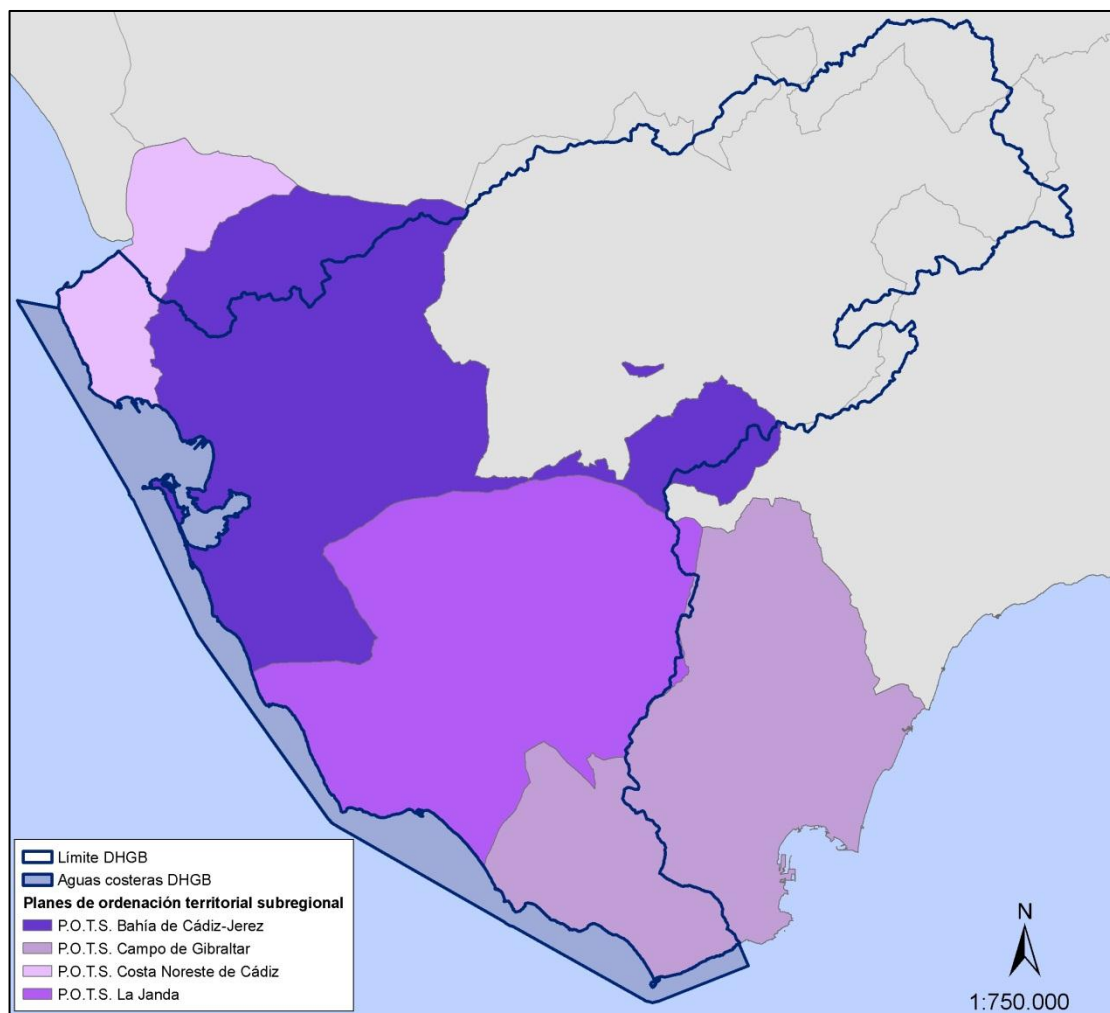
El establecimiento de la unidad de cuenca como base territorial de gestión y la creación de los organismos de cuenca que propone la GIRH y que adopta la DMA como uno de los principios fundamentales de la planificación hidrológica tienen como objetivo ajustar la gestión de los recursos hídricos a la funcionalidad del ciclo hidrológico y realizar una gestión integrada, frente a la tradicional gestión sectorial del recurso. Sin embargo, las diferentes escalas espaciales a las que en la práctica opera la gestión de recurso para los diferentes usos en la DHGB, la disparidad existente entre los límites físicos propuestos por la planificación hidrológica según la unidad de cuenca y los límites socio-económicos y el poco diálogo existente entre la planificación hidrológica y la ordenación territorial generan una compleja estructura organizativa de gestión del agua, que se traduce en la múltiple concurrencia de administraciones con competencias sobre el recurso que operan a diferentes escalas temporales y espaciales y con diferentes objetivos, que limitan la funcionalidad operativa de la unidad de cuenca como unidad de gestión.

En el año 2012, la European Environmental Agency, publicó el documento *Territorial cohesion and water management in Europe: the spatial perspective*, en el que se abordaba la cuestión de los diferentes límites administrativos que a menudo presentan las Demarcaciones Hidrográficas y el resto de delimitaciones administrativas con el consiguiente desajuste entre la gestión del agua y la ordenación territorial. El mismo informe concluía con la necesidad de integrar más estrechamente la gestión del agua con la ordenación del territorio, lo que permitiría un enfoque estratégico para la planificación, y destacaba las decisiones que afectan a los recursos hídricos.

En Andalucía, los planes de ordenación territorial de ámbito subregional son los instrumentos que establecen las directrices básicas para la organización y estructura del territorio, a la vez que sirven en su ámbito territorial como referencia para el desarrollo y la coordinación de planes, políticas y programas. Sin embargo, el diálogo y la coordinación entre estas herramientas y la planificación hidrológica, es prácticamente inexistente a pesar de la importancia que tiene el agua en la configuración territorial de muchas de las principales actividades productivas de la DHGB. En la Figura 29 se presentan los diferentes límites administrativos de los distintos planes de ordenación territorial de ámbito subregional de la provincia de Cádiz y la delimitación administrativa

de la DHGB para la gestión y la planificación de los recursos hídricos bajo el supuesto de unidad de cuenca, donde se aprecian las diferentes escalas utilizadas para los distintos propósitos.

Figura 29. Ámbitos territoriales de los Planes de Ordenación del Territorio de Ámbito Subregional (P.O.T.S) de la provincia de Cádiz y de la DHGB



Fuente: Elaboración propia a partir de Instituto de Estadística y Cartografía de Andalucía

Además, dentro de la propia gestión de los recursos hídricos existen diferentes delimitaciones, competencias y escalas en las que en la práctica se realiza la gestión del recurso. La Ley 7/1985, reguladora de las Bases de Régimen Local modificada por la Ley 27/2013, de Racionalización y Sostenibilidad de la Administración Local atribuye a las corporaciones locales en materia de agua, las competencias sobre abastecimiento de agua potable a domicilios y evacuación y tratamiento de aguas potables. Por medio de esta Ley, los ayuntamientos tienen potestad para gestionar directamente los servicios de agua,

hacerlo a través de organismos autónomos locales o a través de sociedades mercantiles cuyo capital social pertenezca íntegramente a la entidad local o bien hacerlo a través de una gestión indirecta por medio de una entidad privada (AQUA –RIBA, 2015).

En el marco normativo andaluz, es la Ley 9/2010 de Aguas de Andalucía la que otorga a los municipios la ordenación y la prestación de los servicios en alta y en baja, así como el saneamiento y la depuración de aguas residuales y abre la vía para una participación mayor de los entes supramunicipales, que son aquellas entidades públicas de base asociativa a las que corresponden las competencias en relación con los sistemas de gestión supramunicipal del uso del agua urbano. Concretamente, el artículo 44 de la mencionada Ley de Aguas para Andalucía define el Ciclo Integral del Agua como el conjunto de actividades que conforman los servicios públicos prestados, directa o indirectamente, por los organismos públicos para el uso urbano del agua en los núcleos de población.

En este sentido, el Plan de Demarcación considera los municipios que son competencia de la DHGB en base al decreto 310/2003, que establece el ámbito territorial de los sistemas de gestión del ciclo integral del agua en Andalucía. Sin embargo, este Decreto articula solamente el ámbito territorial para la prestación del servicio de saneamiento y depuración y difiere con el resto de delimitaciones territoriales administrativas para la prestación de los demás servicios de agua urbanos (abastecimientos en alta y en baja).

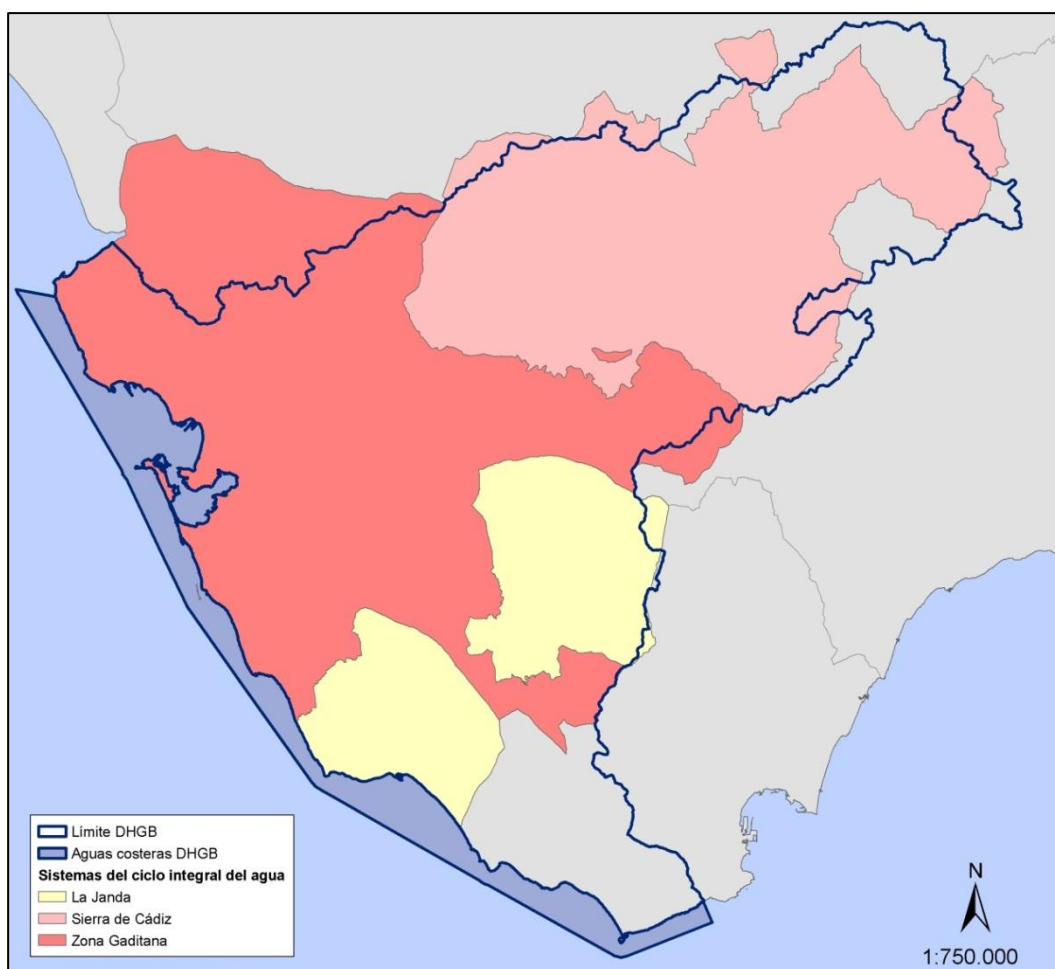
Tabla 16. Sistemas de Gestión del Ciclo Integral del Agua en la provincia de Cádiz

Sistema Ciclo Integral del Agua	Municipios	Demarcación Hidrográfica
La Janda	Alcalá de los Gazules, Barbate, Benalup -Casas Viejas, Tarifa (p), Vejer de la Frontera.	Guadalete-Barbate
Campo de Gibraltar	Algeciras, Los Barrios, Castellar de la Frontera, Jimena de la Frontera, La Línea de la Concepción, San Roque, Tarifa (p)	Cuencas Mediterráneas Andaluzas
Sierra de Cádiz	Alcalá del Valle, Espera, Algar, Algodonales, Arcos de la Frontera, Benaocaz, Bornos, El Bosque, El Gastor, Olvera, Prado del Rey, Puerto Serrano, Setenil de las Bodegas, Torre Alháquime, Ubrique, Villaluenga del Rosario, Villamartín, Zahara de la Sierra, Grazalema	Guadalete-Barbate
Zona Gaditana	Medina Sidonia, Paterna de Rivera, Puerto Real, El Puerto de Santa María, Rota, San Fernando, San José del Valle, Chiclana de la Frontera, Sanlúcar de Barrameda y Trebujena,	Guadalete-Barbate

Fuente: Decreto 310/2003

Puesto que la delimitación municipal no coincide tampoco con la delimitación física de la DHGB, el PHD se basa en el Decreto 310/2003 para determinar qué municipios forman parte de la DHGB y cuáles no. Así, de los 44 municipios de la provincia de Cádiz, 38 forman parte de la DHGB, que son aquellos integrados en los Sistemas del Ciclo Integral del Agua de *La Janda*, *Sierra de Cádiz* y *Zona Gaditana*. Esta delimitación produce la paradoja de que algunos municipios que geográficamente quedan fuera del ámbito territorial de la DHGB, están incluidos dentro de su ámbito de gestión¹⁷, mientras que algunos que tienen parte de su territorio dentro de los límites geográficos están fuera del ámbito de gestión¹⁸ (Figura 27).

Figura 30. Sistemas del Ciclo Integral del Agua dentro del ámbito de aplicación de la DHGB



Fuente: Elaboración propia a partir de REDIAM

¹⁷ Sanlúcar de Barrameda y Trebujena que pertenece geográficamente a la DH Guadalquivir.

¹⁸ Cortes de la Frontera, Benaolán, Ronda, Montejaque, Ciervos del Becerro y Jimena del Libar en la provincia de Málaga, El Coronil, Lebrija, Montellano, Morón de la Frontera, Pruna, Algámiar, La Puebla de Cazorla, Villanueva de San Juan, Utrera de la provincia de Sevilla y Jimena de la Frontera y Los Barrios, de la provincia de Cádiz que forman parte del Sistema de Ciclo Integral del Agua del Campo de Gibraltar.

En lo relativo a la prestación del servicio de abastecimiento en alta, la mayoría de los municipios de la DHGB se agrupan bajo alguno de los dos grandes consorcios públicos que se ocupan de este servicio en la Demarcación. Por un lado, el Consorcio de Aguas de la Zona Gaditana que da servicio a 18 municipios y por otro, el Consorcio de Aguas de la Sierra de Cádiz, que presta servicio a 14 de los 19 municipios que forman la Mancomunidad de Municipios de la Sierra de Cádiz.

Además, hay una serie de municipios en los que el servicio de abastecimiento está delegado completamente a empresas privadas y por tanto estas prestan los servicios de abastecimiento en alta. En el siguiente mapa se muestran los municipios que forman parte de los dos grandes consorcios de abastecimiento en alta y aquellos en los que este servicio lo lleva la iniciativa privada.

En cuanto a la prestación del servicio en baja, la iniciativa privada adquiere protagonismo. A excepción de los municipios abastecidos por el Consorcio de Aguas de la Sierra de Cádiz, que presta el servicio en alta y en baja para los 14 municipios de su competencia, en el resto de municipios hay una variedad de empresas que prestan el servicio en baja, destacando por encima del resto la presencia de Aqualia.

4.1.3. Escalas de análisis

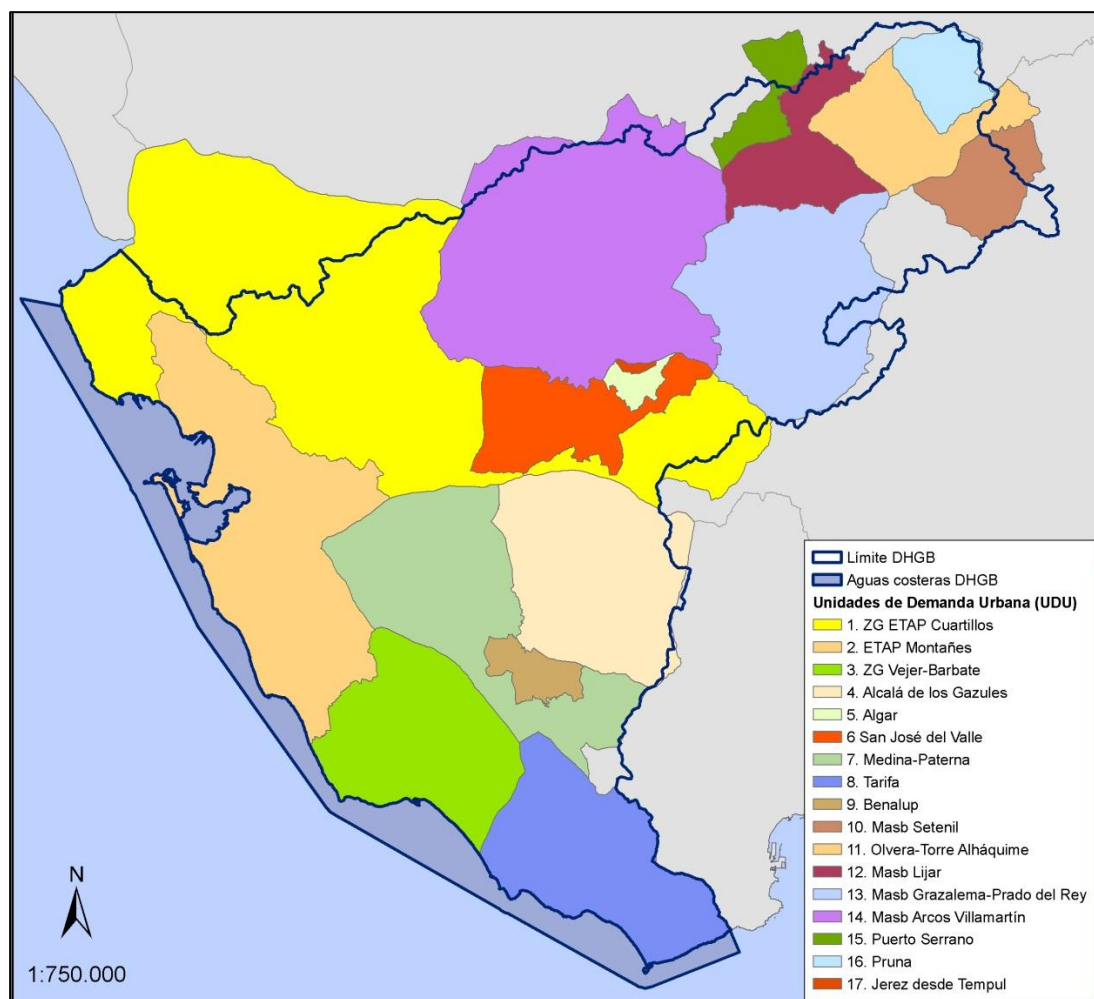
Como ya se ha presentado en la metodología, las escalas espaciales propuestas para el ejercicio de evaluación de la vulnerabilidad que se realiza en esta Tesis son las que utiliza la planificación hidrológica: las Unidades de Demanda (UD), Sistemas de Explotación (SE) y Sistema de Explotación Único de la Demarcación Hidrográfica.

En el presente trabajo solo se van a analizar las Unidades de Demanda Urbana (UDU) y las Unidades de Demanda Agraria (UDA) en aquellos casos en los que los indicadores propuestos sean aplicables a estas escalas. La demanda energética y la recreativa son prácticamente inexistentes en la DHGB por lo que los datos ofrecidos por el PHD son muy escasos y no permiten hacer un análisis detallado. La demanda industrial también es insignificante en la DHGB y en el PHD se incluye dentro de las UDU.

4.1.3.1. Unidades de Demanda Urbana (UDU)

En la DHGB las Unidades de Demanda Urbana (UDU) están formadas por uno o varios municipios agregados que, a efectos de planificación hidrológica, pueden considerarse unitariamente. En concreto, el Plan Hidrológico de la DHGB define 17 UDU, que incorporan todos los municipios abastecidos por el sistema con independencia de que pertenezcan o no geográficamente a la DHGB (es el caso de Sánlúcar de Barrameda y Trebujena, de la DH Guadalquivir). En total son 40 los municipios que forman las distintas UDU, de los cuales 38 pertenecen a la provincia de Cádiz y 2 a la de Sevilla (Coripe y Pruna). En la Figura 31 se presentan la distribución territorial de las diferentes UDU de la DHGB.

Figura 31. Unidades de Demanda Urbana (UDU) de la DHGB



Fuente: Elaboración propia a partir de Junta de Andalucía, 2015d

El PHD advierte que algunos municipios forman parte de dos UDU diferentes. Concretamente en el Plan se anuncia que el 93 % del abastecimiento del término municipal de Jerez de la Frontera pertenece a la UDU 1. *ETAP Los Cuartillos* y el 7 % restante a la UDU 17. *Jerez desde Tempul*. Lo mismo ocurre con el término municipal de El Puerto de Santa María, cuyo abastecimiento queda repartido en relación 20/80 entre la UDU 1. *ETAP Los Cuartillos* y la UDU 2. *ETAP Montañés* respectivamente. Sin embargo a la hora de realizar los cálculos de población y superficie no tiene en cuenta este reparto y considera a todos los habitantes del municipio de Jerez de la Frontera dentro de la UDU 1. *ETAP Los Cuartillos* y toda la población del municipios del Puerto de Santa María como población perteneciente a la UDU 2. *ETAP Montañés*.

Puesto que en el Plan se especifica que este reparto se debe al volumen consumido, pero no precisa si este reparto porcentual de los términos municipales se realiza en función de la superficie o de la población, en este trabajo se aplica a las dos variables, dando lugar a algunas diferencias entre los datos del Plan y los utilizados en este trabajo

Además, en las demandas de cada una de las UDU, se integran también las demandas industriales. Entre los usos industriales considerados se encuentran las actividades de la industria manufacturera, excluyendo las actividades extractivas, energéticas y relativas a la construcción. Sin embargo, el Plan Hidrológico concluye en que en la DHGB no existe ningún industria manufacturera que presente sistema de abastecimiento propio, es decir, no conectado a la red de suministro urbano, y esa es la principal razón para que toda la industria de la DHGB se considere como industria urbana y se incluyan sus demandas dentro de las dentro de la demanda del uso urbano.

A continuación, se presenta la relación de municipios que forman cada una de las UDU de la DHGB así como algunos datos básicos de población, superficie y origen del recurso que utilizan para satisfacer sus demandas.

Tabla 17. Principales características de las UDU de la DHGB

UDU	Municipios	Población	Superficie (Km ²)	Origen del Agua
1 ZG ETAP Cuartillos	Chipiona	19.062	206	Embalse de Los Hurones, Embalse de Guadalquivir, Trasvase Guadiaro Majaceite
	Jerez de la Fra. (93% T.M.)	197.975	1.106	
	El Puerto de Sta. María (20% T.M.)	17.667	32	
	Rota	29.123	84	
	Sanlúcar de Barrameda	67.433	171	
	Trebujena	7.072	70	
	TOTAL	338.332	1.669	
2 ETAP Montañés	Cádiz	120.468	12	Embalse de Los Hurones, Embalse de Guadalquivir, Trasvase Guadiaro Majaceite
	Conil de la Frontera	22.136	33	
	Chiclana de la Frontera	82.777	89	
	El Puerto de Sta. María (80% T.M.)	70.668	128	
	Puerto Real	41.509	197	
	San Fernando	96.131	33	
	TOTAL	433.689	491	
3 ZG Vejer-Barbate	Vejer de la Frontera	12.812	263	Embalse de Los Hurones, Embalse de Guadalquivir
	Barbate	22.808	144	
	TOTAL	35.620	407	
4 Alcalá de los Gazules	Alcalá de los Gazules	5.326	480	Embalse de Los Hurones
	TOTAL	5.326	480	
5 Algar	Algar	1.448	27	Embalse de Los Hurones, Trasvase Guadiaro Majaceite
	TOTAL	1.448	27	
6 San José del Valle	San José del Valle	4.427	224	Masb Sierra de las Cabras
	TOTAL	4.427	224	
7 Medina-Paterna	Medina Sidonia	11.749	488	Embalse de Los Hurones, Embalse de Guadalquivir, Trasvase Guadiaro Majaceite
	Paterna de Rivera	5.585	14	
	TOTAL	17.334	502	
8 Tarifa	Tarifa	18.011	420	Embalse de Almodóvar, Acuífero
	TOTAL	18.011	420	
9 Benalup	Benalup-Casas Viejas	7.000	61	Masb Benalup
	TOTAL	7.000	61	
10 Masb Setenil	Alcalá del Valle	5.224	47	Masb Setenil, Masb Sierra Lijar
	Setenil de las Bodegas	2.845	82	
	TOTAL	8.069	129	
11 Olvera-Torre Alháquime	Olvera	8.289	194	Masb Setenil Masb Sierra Lijar
	Torre Alháquime	779	17	
	TOTAL	9.068	211	
12 Masb Sierra Lijar	Algodonales	5.649	134	Masb Sierra Lijar
	Coripe	1.359	51	
	TOTAL	7.008	186	
13 Masb Grazalema-Prado del Rey	Grazalema	2.165	122	Masb Sierra de Grazalema-Prado del Rey
	El Gastor	1.809	28	
	Zahara	1.436	73	
	Villaluenga del Rosario	471	59	
	Ubrique	16.836	70	
	Benaocaz	720	69	
	El Bosque	2.067	31	
	Prado del Rey	5.819	49	
	Zahara	1.436	73	
	TOTAL	32.759	573	
14 Masb Arcos-Villamartín	Villamartín	12.271	212	Masb Arcos de la Frontera - Villamartín
	Arcos de la Frontera	31.193	528	
	Bornos	7.934	54	
	Espera	3.915	124	
	TOTAL	55.313	917	
15 Puerto Serrano	Puerto Serrano	7.145	80	Masb Sierra de Grazalema Masb Arcos de la Frontera -
	TOTAL	7.145	80	
16 Pruna	Pruna	2.696	101	Ac�ifero
	TOTAL	2.696	101	
17 Jerez desde Tempul	Jerez de la Fra. (0,07% T.M.)	14.901	83	Masb Sierra de las Cabras
	TOTAL	14.901	83	

Fuente: Elaboración propia a partir Junta de Andalucía , 2015d e INE, 2015

4.1.3.2. Unidades de Demanda Agraria (UDA)

Las Unidades de Demanda Agraria (UDA) son zonas agrícolas que comparten características comunes: ubicación geográfica, comunidades de regantes que la componen, origen del agua, tecnologías de riego y a efectos de planificación hidrológica pueden considerarse como unitarias. El artículo 3.1.2.3. de la Instrucción de Planificación Hidrológica (IPH) establece que la demanda agraria comprende el conjunto de la demanda agrícola, forestal y ganadera, sin embargo en la DHGB la demanda forestal es prácticamente nula y no se considera en el Plan. La demanda ganadera resulta insignificante en comparación con la agrícola pero sí se considera, de manera que los datos globales de cada UDA integran tanto los usos ganaderos como los usos agrarios. En la DHGB se han identificado 15 UDA (Tabla 18).

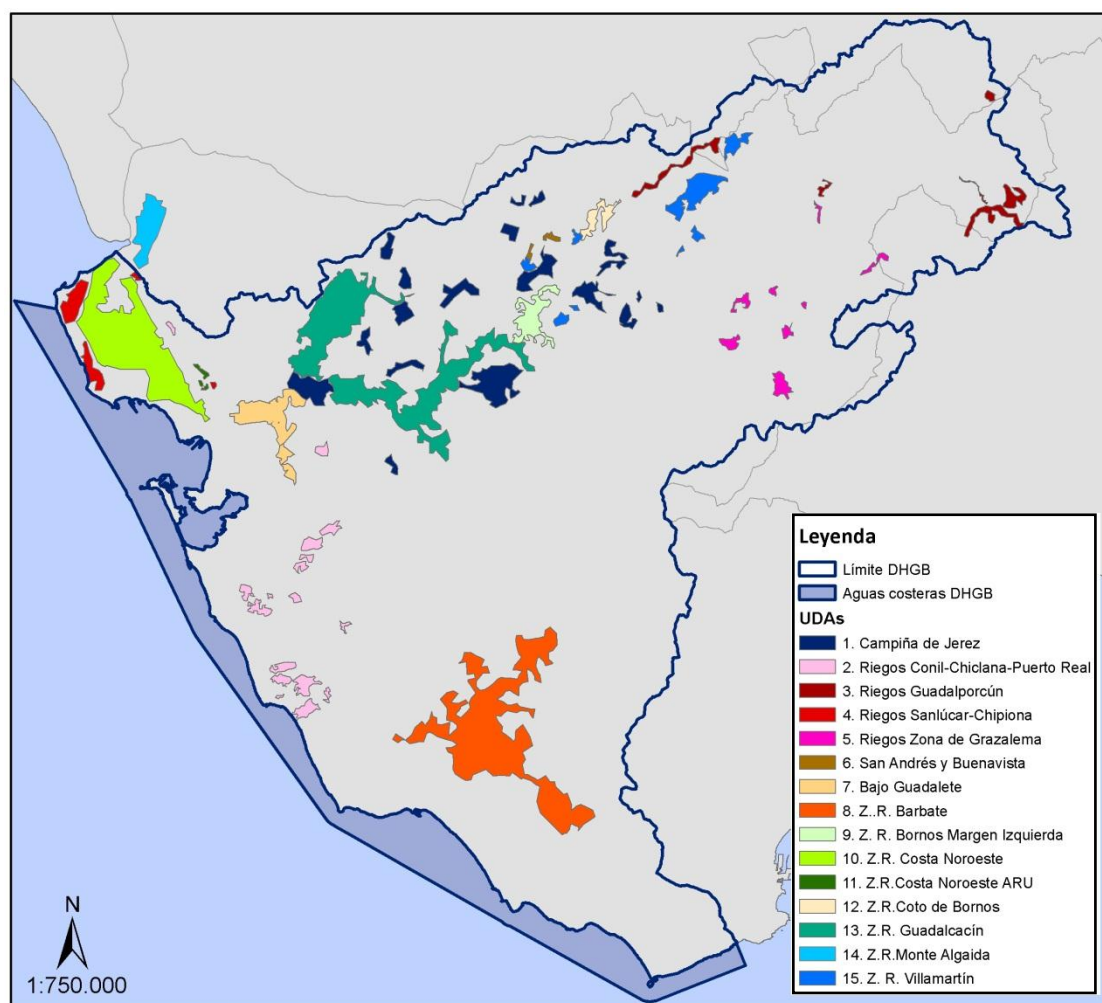
Tabla 18. Unidades de Demanda Agraria (UDA) de la DHGB

UDA	Superficie (ha)	Demanda bruta (hm ³ /año)	Origen del recurso
1 Costas Noroeste	8.503,7	46,46	Azud El Portal
2 Costas Noroeste ARU	1.136,0	7,30	EDAR de El Puerto de Santa María y Rota
3 Conil -Chiclana- Puerto Real	1.923,8	6,93	Masb Puerto Real y Masb Conil
4 Bajo Guadalete	2.702,9	14,13	Río Guadalete
5 Guadalcañín	12.243,0	66,55	Embalse de Arcos y Guadalcañín
6 Campiña de Jerez	7.279,2	27,98	Masb Aluvial del Guadalete, Embalse de Guadalcañín, Arroyo Santiago, Río Guadalete entre los embalses de Arcos y Bornos, Arroyo Hondo, Arroyo Salado de Espera y Masb Jerez de la Frontera
7 Bornos Margen Izda	1.991,1	10,19	Embalse de Bornos
8 San Andrés y Buena Vista	418,3	1,70	Río Guadalete entre los embalses de Arcos y Bornos
9 Coto de Bornos	624,9	3,51	Embalse de Bornos
10 Villamartín	6.062,1	25,78	Embalse de Zahara y Masb Arcos-Villamartín
11 Guadalporcún	1.711,0	4,57	Río Guadalporcún y Masb Setenil y Sierra Lijar
12 Sierra de Grazalema	316,0	1,03	Arroyo Bocaleones y Masb Grazalema
13 Barbate	15.582,0	82,06	Embalse de Barbate y Celemín y Masb Benalup y Barbate
14 Monte Algaída	1.000,0	5,58	Azud del Portal
15 Sanlúcar - Chipiona	247,9	1,00	Masb Sanlúcar-Chiclana-Rota-El Puerto de Santa María

Fuente: Elaboración propia a partir de Junta de Andalucía, 2015d

Existen tres UDA que destacan por encima del resto tanto en superficie como en el volumen de demanda brutal anual que presentan (*UDA 1. Costa Noroeste, 5. Guadalquivir y 13 Barbate*), mientras que algunas UDA presentan un nivel de demanda prácticamente insignificante, concretamente las *UDA 8. San Andrés Buena Vista, 12. Sierra de Grazalema y 15. Sanlúcar Chipiona*, que apenas alcanzan el hm^3 al año. Y en la siguiente Figura se muestra la distribución espacial de las diferentes UDA de la DHGB.

Figura 32. Unidades de Demanda Agraria (UDA) de la DHGB



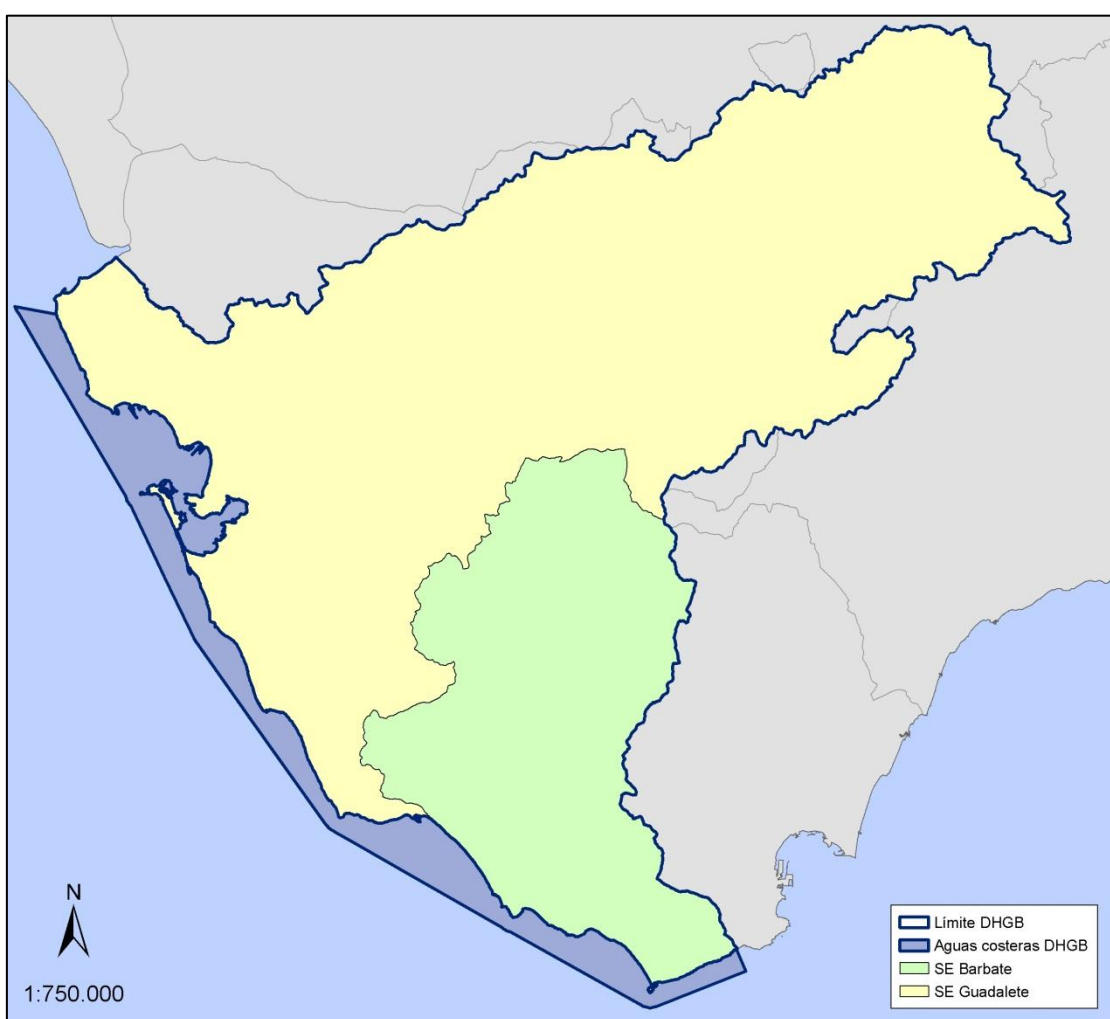
Fuente: Elaboración propia a partir de Junta de Andalucía, 2015d

4.1.3.2. *Sistemas de Explotación (SE) y Sistema Único DHGB*

La DHGB se divide en dos Sistemas de Explotación parciales, en los que la gestión de sus recursos, en su gran mayoría, se realiza de forma independiente uno del otro. Esos Sistemas de Explotación son el SE Guadalete y el SE Barbate (Figura 33). Como queda

definido en la IPH, cada sistema de explotación de recursos está constituido por masas o grupos de masas de agua superficial y subterránea, obras e instalaciones de infraestructura hidráulica, normas de utilización del agua derivadas de las características de las demandas y reglas de explotación que, aprovechando los recursos hídricos naturales, y de acuerdo con su calidad, permiten establecer los suministros de agua que configuran la oferta de recursos disponibles del sistema de explotación, cumpliendo los objetivos medioambientales.

Figura 33. Sistemas de Explotación (SE) de la DHGB



Fuente: Elaboración propia a partir de REDIAM

En la Tabla 19 se muestra la relación de UDA y UDU que pertenecen a cada uno de los dos SE. Dicha relación no se basa en la pertenencia geográfica a un SE o a otro, sino que

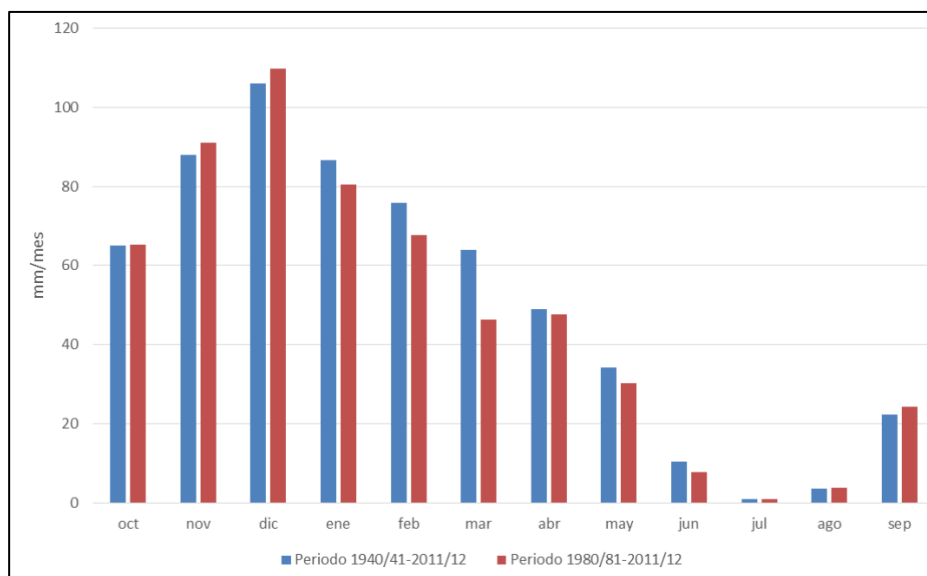
los recursos disponibles y las demandas en cada uno de los Sistemas de Explotación y para el conjunto de la DHGB.

5.2.1. Condiciones climáticas

Aunque en una escala climática global Andalucía se sitúa dentro del ámbito climático mediterráneo, algunos factores orográficos —relieve y altimetría— y geográficos —como la apertura de gran parte de su territorio al océano atlántico— permiten establecer cierta regionalización climática que da lugar a diferentes tipos bioclimáticos. No es objeto de este trabajo entrar en detalle en cada uno de ellos, sin embargo, resulta interesante destacar que en el ámbito de la DHGB coexisten varios.

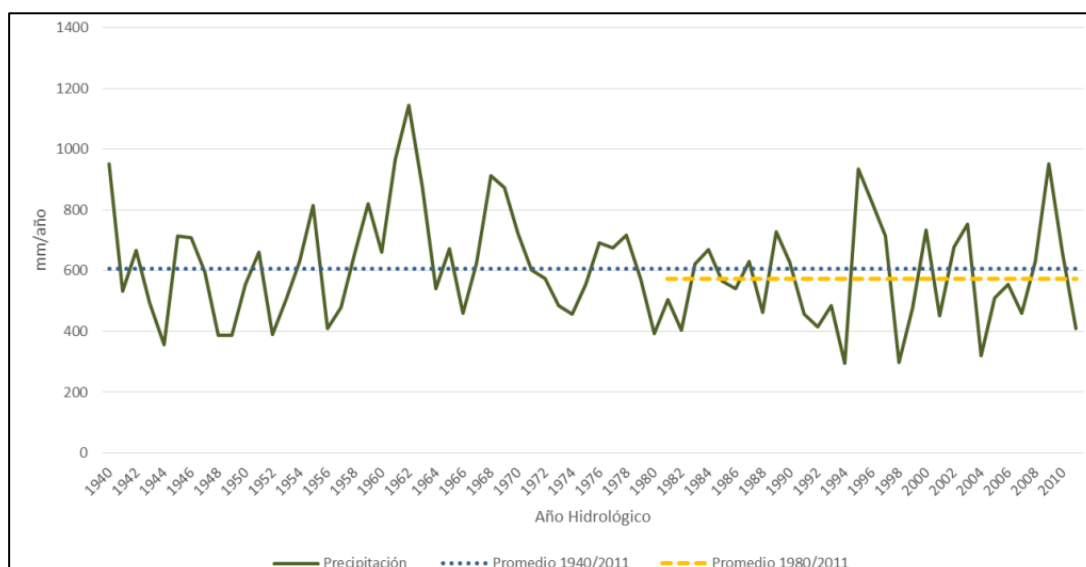
En el conjunto de la DHGB, la precipitación media anual de la Demarcación se sitúa en 780 mm/año (según el modelo SIMPA) para la serie hidrológica 1940-2011 y presenta un descenso apreciable si se reduce la serie hidrológica a 1980-2011, donde se sitúa en torno a los 738 mm anuales. En cualquier caso, este dato queda muy por encima de la media de otros dominios regionales, como por ejemplo la costa oriental almeriense, donde la media anual de precipitaciones es inferior a 250 mm/año. Sin embargo, como ya se ha mencionado, existen diferencias importantes entre diferentes zonas de la Demarcación. Mientras que algunas zonas de la Sierra de Grazalema superan los 2000 mm, en la zona más occidental apenas se alcanzan los 500 mm (Junta de Andalucía, 2015a).

A esta distribución espacial de las precipitaciones se añade el marcado carácter estacional que presentan. La Figura x muestra como la mayor parte de las precipitaciones se concentran en los meses de otoño e invierno y descienden de forma progresiva durante la primavera hasta ser prácticamente testimoniales durante los meses de verano. Es en esta época cuando los cultivos presentan mayores necesidades de agua y también aumenta la demanda del consumo de agua en los hogares en algunos municipios, como resultado del aumento de población estacional.

Figura 34. Medias mensuales de precipitaciones para la serie temporal 1940-2009 en la DHGB

Fuente: Junta de Andalucía, 2015c: 21

A la variabilidad espacial y estacional que presentan las precipitaciones en la DHGB, se suma la gran irregularidad interanual de las precipitaciones. En la Figura 35 se comparan los valores anuales totales registrados para la serie 1940-2009, con la media de precipitaciones obtenida para la serie larga (1940-2011) y la serie corta (1980-2011).

Figura 35. Medias anuales de precipitaciones para la serie temporal 1940-2009 en la DHGB

Fuente: Junta de Andalucía, 2015c: 20

En la Figura 35 se puede apreciar como los años donde los valores de precipitaciones quedan muy por debajo de la media se suceden con años donde el valor de las precipitaciones queda muy por encima de la media. Esta situación otorga una gran incertidumbre sobre las aportaciones anuales en la DHGB y por tanto también sobre la disponibilidad de recursos para satisfacer las demandas.

Respecto a las temperaturas, la acción atemperante que ejerce el mar sobre toda la Demarcación otorga a casi todo su territorio unas temperaturas medias moderadas, sin temperaturas extremas, con veranos calurosos e inviernos no demasiado fríos libres de heladas, así como unas transiciones suaves entre estaciones. En este sentido, las diferentes cotas sobre el nivel del mar presentes en la Demarcación son las que determinan las diferencias de temperaturas existentes entre la franja costera y el sector más occidental de la campiña de Jerez, que presentan unas temperaturas medias anuales de entre 18–20 °C, y las serranías más altas del noroeste, que debido precisamente a la geografía serrana y al alejamiento del frente costero, descienden hasta los 8 °C (Junta de Andalucía, 2015a).

4.2.2. La experiencia de las sequías en la DHGB

Pese a que la precipitación media anual de la DHGB es alta, esta presenta una importante variación interanual que en ocasiones da lugar a la aparición de periodos prolongados de descenso de las precipitaciones que generan impactos en los diferentes usos del agua.

El Plan Especial de Alerta y Eventual Sequía de las Cuencas Atlánticas Andaluzas, aprobado en el año 2007, en el que se integra la DHGB, considera años secos aquellos en los que el valor anual de precipitaciones se desvía un más de un 15 % por debajo de la media anual de precipitaciones. Además, considera periodos secos cuando se suceden al menos dos años consecutivos con precipitaciones por debajo del 15% de la media anual. Según este criterio, el Plan de Alerta y Eventual Sequía identifica 12 periodos secos para el periodo 1940/1941–2005/06, en la DHGB, que presentan distinta duración e intensidad (Tabla 20).

Tabla 20. Periodos secos de la DHGB en función de la desviación de las precipitaciones respecto a la media

Años	P_{año}/P_{media}	Duración (años)	P media ciclo (mm/año)
1952/53	0,5626	2	492
1953/54	0,7986		
1956/57	0,7164	2	550
1957/58	0,8051		
1966/67	0,6564	1	475
1973/74	0,6040	1	437
1978/79	0,7253	1	525
1980/81	0,7376	1	534
1982/83	0,6051	2	463
1983/84	0,6773		
1985/86	0,8300	1	601
1989/90	0,5572	1	403
1991/92	0,7614	4	502
1992/93	0,7009		
1993/94	0,8276		
1994/95	0,4837		
1998/99	0,4791	2	470
1999/00	0,8189		
2001/02	0,7545	1	546
2004/05	0,5323	2	455
2005/06	0,7251		

Fuente: Adaptado de Junta de Andalucía, 2007

Los periodos secos en la DHGB han experimentado un aumento tanto en la frecuencia como en la duración especialmente desde la última década del siglo pasado. Sin embargo, esto no quiere decir que dichos descensos hayan generado en todos los casos impactos

sobre los usos del agua. Para la caracterización de la intensidad de los periodos secos, el PES utiliza el indicador de sequía SPI del que ya se ha hablado en el Capítulo 2, siguiendo un criterio similar al aplicado en otros PES nacionales basado en el trabajo de Agnew (C.T., 1999), para establecer valores del SPI con la probabilidades de ocurrencia (Tabla 21). Según esta clasificación, en la DHGB ha habido desde el año hidrológico 1950/51 cinco periodos de sequía en los que el SPI acumulado ha llegado a alcanzar el nivel de sequía extrema, siendo el más grave de todos ellos el periodo seco de principios de los años 90, que generó importantes impactos sobre la agricultura, el consumo doméstico y otros sectores relacionados con el agua.

Tabla 21. Graduación de la intensidad de sequías meteorológicas (1950/51-2005/06)

Período	SPI medio	Clasificación SPI medio	SPI acumulado	Clasificación SPI acumulado
1950/51-1955/56	-0,44	Leve	-2,91	Extrema
1973/74-1975/76	-0,53	Leve	-1,60	Extrema
1977/78-1980/81	-0,48	Leve	-1,93	Extrema
1982/83-1986/87	-0,66	Leve	-3,28	Extrema
1988/89-1994-95	-0,83	Moderada	-5,84	Extrema

Fuente: Junta de Andalucía, 2007: 106

El consumo urbano fue uno de los que más se vio afectado durante la sequía de los años 90, sufriendo importantes cortes de suministros, especialmente en la Zona Gaditana y en los municipios de la Sierra de Cádiz. Los primeros cortes de suministro se dieron en el año 1992, cuando se aplicaron cortes de nocturnos de ocho horas con el objetivo de ahorrar. En el año 1993 los cortes de suministros se elevaron hasta las diez horas en algunos municipios de la sierra que se repitieron en los años 1994 y 1995. Miles de personas, varias industrias y el sector turístico se vieron afectados por estos cortes de suministros.

Respecto a los usos agrarios, las pérdidas en el secano y la ganadería fueron importantes, perdiéndose varios años de cosechas. En cuanto al regadío, en el año 1992 se produjeron las primeras restricciones de abastecimiento, que alcanzaron el 50 % en el año

hidrológico 1992/93 y llegaron a la prohibición total de riego con aguas superficiales en 1993 y 1994.

Las consecuencias de esta sequía sobre las aguas subterráneas fue desigual en función de las demandas, aunque la presencia de varios años húmedos tras el periodo de sequía permitió la rápida recuperación de los niveles, tanto para aquellos acuíferos que estaban sometidos a una explotación controlada (caso de Los Sotillos), como para aquellos que se sometieron a una intensiva explotación durante un corto periodo de tiempo, como el acuífero de la Sierra de las Cabras, que durante 1995 y 1996 se vio sometido a una importante explotación para paliar los efectos de la sequía sobre la Bahía de Cádiz (Junta de Andalucía, 2007).

Las principales medidas que se llevaron a cabo para mitigar la situación a la que se enfrentaba la DHGB fueron de carácter reactivo. Además de las ya citadas restricciones en los abastecimientos urbano y agrícolas, se llevaron a cabo obras de ampliación y mejora de estaciones elevadoras de agua, prospecciones y apertura de nuevos pozos (8 sondeos en la zona de El Sotillo, en el aluvial del Guadalete, así como el acondicionamiento y explotación del pozo El Madugador, en el término de El Puerto de Santamaría y 13 sondeos en la Sierra de las Cabras, de los cuales 9 se pusieron en explotación y se extrajeron un total de 6,6 hm³ en un periodo inferior a 6 meses). Además se produjeron transferencias de derechos de agua (la Comunidad de Regantes de Los Sotillos cedió sus derechos a la Confederación Hidrográfica del Guadalquivir) e incluso se valoró la alternativa del abastecimiento a través de buques cisterna desde Huelva y Sevilla, aunque finalmente esta idea fue descartada por los problemas de abastecimiento que también presentaban dichas provincias (Junta de Andalucía, 2007).

En el año 1994, se aprobaba el 27 de mayo de 1994 el Real Decreto Ley 6/1994¹⁹ que contemplaba un régimen de ayudas a las explotaciones de las áreas más afectadas. Para el secano recibieron ayudas aquellas explotaciones cuyas pérdidas en las cosechas fueran superiores al 50 % de la producción normal. Para el regadío, las ayudas fueron a aquellos municipios donde, a causa de la sequía, se experimentaron unas reducciones superiores al 50 por 100 en las dotaciones de agua habitualmente disponibles en esos regadíos, como

¹⁹ Real Decreto Ley 6/1994 por el que adoptan medidas urgentes para paliar los efectos de la sequía.

fue el caso de las cuencas del Guadalete y el Barbate, donde como ya se ha comentado, la prohibición total de riego se mantuvo durante largos meses.

4.2.3. Cuenca del Guadalete

El río Guadalete recorre aproximadamente 157 Km desde su nacimiento en la Sierra de Endrinal (Peñón Grande), en la Sierra de Grazalema hasta su encuentro con el océano Atlántico en El Puerto de Santa María y a lo largo de su recorrido es alimentado por diferentes arroyos, caños y afluentes que drenan una superficie aproximada de 3.677 Km², lo que da lugar a la cuenca del Río Guadalete (Junta de Andalucía, 2015a).

Tan solo a 10 Km de su nacimiento, y tras superar un desnivel de 600 metros, las aguas del río Guadalete se encuentran con el primer embalse de regulación, el embalse de Zahara–El Gastor, en funcionamiento desde 1995. Al dejar atrás la presa, por su margen derecha, a los pies de Sierra Vaquera, se le une el río Guadalporcún, con una longitud aproximada de 43 Km que discurren desde su nacimiento en Torre Alháquime en la confluencia entre el Río Trejo y el Arroyo de Zumacal, hasta el embalse de Bornos, donde desembocan sus aguas. A lo largo de su recorrido atraviesa materiales miocenos en los que la erosión da lugar a impresionantes tajos y escarpes como el de Setenil de las Bodegas. Más adelante, tras su paso por el municipio de Villamartín, sus aguas son retenidas en el embalse de Bornos. Este embalse, con una capacidad de 215 hm³ entró en funcionamiento en 1961 y fue la primera presa construida en el Guadalete. El principal uso de las aguas que regula es el riego de la zona de la vega de Arcos, de unas 2.000 ha aproximadamente y la producción de energía eléctrica. Tras dejar atrás el embalse de Bornos, recorre un breve recorrido hasta la presa de Arcos, en funcionamiento desde 1966 y con 14 hm³ de capacidad, cuyos recursos se destinan también al regadío a través del canal de Tablerilla. Tanto la cola del embalse de Bornos como la cola del Embalse de Arcos han sido declaradas Paraje Natural por los elevados valores ecológicos que ostentan.

La principal alimentación del río Guadalete proviene de las aportaciones de su margen izquierda, concretamente del río Majaceite que es el principal afluente del Guadalete. Desde su nacimiento en Benamahona, este río discurre a lo largo de 50 Km y atraviesa durante gran parte de su recorrido el Parque Natural de Grazalema —tramo de río al que

también se conoce como río del Bosque—, hasta su desembocadura en la Junta de los Ríos, al sur de Arcos de la Frontera. Su cauce se encuentra regulado por el embalse de Los Hurones, entre los términos municipales de Algar y San José del Valle y desde el año 2000 también con las aportaciones que se reciben desde la Demarcación Hidrográfica de las Cuencas Mediterráneas Andaluzas a través del Trasvase Guadiaro–Majaceite. El embalse de los Hurones, con una capacidad de 135 hm³, supone la infraestructura principal del sistema de abastecimiento de agua de boca de la Demarcación, gracias a su conexión con un gran depósito regulador en el Cerro de San Cristóbal de donde parten las conducciones y ramales correspondientes a las diversas poblaciones que abastece.

Más adelante, las aguas del río Majaceite vuelven a ser reguladas, esta vez en el embalse del Guadalcaín, que con 800 Hm³ de capacidad es el más grande de la provincia de Cádiz. El principal uso de los recursos regulados en el embalse de Guadalcaín es el abastecimiento a regadío de las vegas de Jerez y Arcos. Tras dejar atrás el municipio de Jerez de la Frontera, el Guadalete avanza hacia su tramo bajo descubriendo a ambas orillas los nuevos pueblos de colonización levantados por el Instituto Nacional de Colonización a mediados del siglo pasado. El azud de El Portal es la obra hidráulica más reciente de la cuenca, en funcionamiento desde 2014, y con la doble funcionalidad de minimizar los efectos de las inundaciones y servir de toma para la estación de bombeo que suministra agua para regadío. Una vez que las aguas dejan atrás el azud, el Guadalete entra en la zona marismeña del poblado abandonado de Doña Blanca, donde antaño se unía con el río San Pedro que hoy forma un cauce intercuenca que desemboca directamente en la Bahía de Cádiz. En la actualidad, buena parte de este terreno marismeño que hace medio siglo fue objeto de desecación para su puesta en cultivo forma parte del Parque Natural de la Bahía de Cádiz, y gran parte de las marismas han sido inundadas de nuevo y reutilizadas algunas de ellas como piscifactorías o salinas.



Fuente: Elaboración propia a partir de REDIAM

En la cuenca del Guadalete, la intervención hidráulica estuvo fuertemente influida por los distintos procesos de colonización agraria llevados a cabo en España entre los siglos XVIII y XX. Este proceso colonizador tuvo como resultado la construcción de 246 poblados y 29 666 viviendas (Ortega Cantero, 1979). En lo que respecta a Andalucía, la política de colonización ha tenido una gran relevancia territorial y demográfica, pues es la responsable directa de la transformación de más de 250.000 ha de regadío y del levantamiento de más de 130 poblados de colonización (Cruz, 1996).

Tabla 22. Datos técnicos de los embalses de la cuenca del río Guadalete

	Zahra -El Gastor	Bornos	Arcos	Guadalcacín (II)	Los Hurones
Proyectista	J. Ramírez Vacas	V. Campos Guereta	J. Arráez	A. Jurado Álvarez	Vicente Aycart
Titular	Junta de Andalucía	Junta de Andalucía	Junta de Andalucía	Junta de Andalucía	Junta de Andalucía
Año	1992	1961	1965	1995 (1917)	1964
Categoría de riesgo potencial	A	A	A	A	A
Capacidad del embalse (hm ³)	223	215,4	14	800	136
Uso	Riego	Hidroeléctrico, Riego	Hidroeléctrico, Riego	Abastecimiento, Riego	Abastecimiento, Hidroeléctrico, Riego
Tipo de presa	Materiales sueltos	Gravedad, hormigón	Gravedad Hormigón	Materiales sueltos	Gravedad, hormigón
Superficie cuenca vertiente (Km ²)	128,5	1227,13	—	350,88	—
Superficie mnm (ha)	723	2.341	280	3.670	900
Volumen cuerpo presa (m ³)	1.900.000	133.000	25.000	121.000	410.000
Cota del cauce (msnm)	280	63,5	47	28	165
Altura desde cimientos (m)	82	59,1	22	82	76
Altura sobre cauce (m)	77	45	14,5	54	54
Cota de coronación (msnm)	357	108,5	54,4	28	219
Longitud de coronación (m)	420	164,1	191	2620	405
Aliviadero	Labio fijo (1)	Compuertas (3)	Compuertas (1)	Labio fijo (1)	Compuertas (3)
Capacidad de desagüe aliviadero (m ³ /s)	515	1400	1728	449,9	917
Cota aliviadero (msnm)	351,54	100	61	102	211
Tipo desagüe	Fondo (2)	Fondo/Reguladores	Fondo Intermedio	Fondo	Fondo (1)
Capacidad de desagüe (m ³ /s)	74,4	—	—	131,77	34,4
Cota desagüe (msnm)	293	—	—	39,5	176

Fuente: Elaboración propia a partir de Sancho *et al.*, 2015

En lo que respecta a la provincia de Cádiz, la actuación más importante fue la declaración de la Zona del Guadalcacín como una de las primeras zonas declaradas “riegos de interés general” y la puesta en cultivo de unas 12.000 ha, repartidas entre los municipios de Jerez de la Frontera (9.878 ha) y Arcos de la Frontera (2.500 ha), y el asentamiento de unas 9.000 personas tanto en poblaciones concentradas como Guadalcacín, La Barca de la Florida, El Torno, Torrecera, Estella del Marqués, Nueva Jarilla, San Isidro del Guadalete, José Antonio, La Pedrosa o Doña Blanca, así como en algunos asentamientos difusos en los pagos de La Greduela, La Ina, Junta de Los Ríos, Torremelgarejo, etc., lo que configura en nuestros días un hábitat rural complejo que evidencia desequilibrios propios de localidades jóvenes con sociedades escasamente estructuradas (Parra, 2005).

En la actualidad, la cuenca del Guadalete cuenta con cinco embalses principales con una capacidad total de embalse de aproximadamente 1.400 hm³ (Tabla 22).

4.2.4. Cuenca del Barbate

El río Barbate tiene una longitud aproximada de 76 Km, que discurren de norte a sur, desde su nacimiento en la Sierra del Aljibe a 950 metros de altitud, en el Parque Natural de la Sierra de Grazalema, hasta su desembocadura en el municipio de Barbate. A lo largo de su recorrido drena una superficie de aproximadamente 1300 Km² (Junta de Andalucía, 2015a).

Al inicio de su recorrido, el río Barbate supera una pronunciada pendiente atravesando la Garganta de Puerto Oscuro, para después esquivar la Sierra de Cabras, única gran formación calcárea de la cuenca. Unos kilómetros más adelante, tras dejar atrás la población de Alcalá de los Gazules, sus aguas se remansan en el embalse del Barbate. Este embalse es el más grande de la cuenca, con una capacidad de 228 hm³ y su uso fundamental es el riego. Tras salir las aguas de la presa, el cauce principal se encuentra con el río Celemín, que discurre a lo largo de 25 km, desde la Sierra de Blanquilla, en Medina Sidonia (a 400 msnm) hasta el embalse del mismo nombre. Este embalse, de 43 hm³ tiene como finalidad satisfacer las demandas de riego de la Zona Regable del Barbate, junto con las aguas reguladas en el embalse del Barbate. Tras su paso por el embalse, el río Celemín se encuentra encauzado prácticamente hasta su desembocadura en el cauce principal del Barbate. El Celemín y sus principales afluentes —los arroyos del Carpio y Los Charcones por la derecha y el Arroyo de San Fernando y la Garganta de Cañada Verde por la izquierda— suponen la principal alimentación de la cuenca por su margen izquierda, junto a las aportaciones del río Almodóvar.

El río Almodóvar discurre íntegramente por la provincia de Cádiz desde el Parque Natural de los Alcornocales hasta su desembocadura en el río Barbate apenas 3 Km. antes de que éste desemboque en el Océano Atlántico. Se encuentra regulado en cabecera por la presa de Almodóvar, cuyos recursos se destinan principalmente al abastecimiento urbano. El cauce del río Almodóvar, solía alimentar la Laguna de La Janda hasta que esta fue desecada y puesta en cultivo en 1950. En la actualidad, sus recursos se utilizan para regar la zona regable en la que esta se ha convertido.

Por su margen derecha, el principal aporte de agua es el que recibe del Álamo, de aproximadamente 32 Km de longitud. Las importantes aportaciones de este afluente del Barbate contribuyen a la recarga de los acuíferos aluvial y costero y al mantenimiento del ecosistema de marismas mareales que conforma el río Barbate en su desembocadura. Estas 2500 ha de marismas mareales conforman una significativa representación de uno de los ecosistemas de mayor productividad biológica del planeta. Al igual que el Río Guadalete, el estuario del Barbate forma un sistema de salinas con una dinámica muy activa y cerrada por barreras, que en la actualidad se encuentran en avanzado estado de relleno y con una pérdida progresiva de incidencia de las mareas (Junta de Andalucía, 2015a).

Respecto a las aguas subterráneas, se identifican tres Unidades Hidrogeológicas (acuíferos) en la cuenca del Barbate. La U.H. Sierra de Cabras que, aunque penetra en la cuenca del Barbate, pertenece básicamente a la cuenca del Guadalete y su explotación es aprovechada dentro de dicha cuenca. La U.H. de Vejer-Barbate es un acuífero costero que limita con el Océano Atlántico por el oeste y próximo al municipio de Conil de la Frontera por el norte. Al este limita con el municipio de Barbate y con el río que lleva el mismo nombre. El 75 % del aprovechamiento de los volúmenes extraídos son destinados al riego y el resto al abastecimiento de poblaciones como Barbate, Vejer y Zahara. El otro acuífero cuyo aprovechamiento se hace dentro de la cuenca del Barbate es la U.H. Benalup-Casas Viejas, con una superficie de 32,59 Km², y que coincide prácticamente con el embalse del Barbate y la antigua laguna de la Janda. La explotación de sus recursos es prácticamente para riego y se hace de manera conjunta con las aguas superficiales gestionada por la Comunidad de Usuarios Ingeniero Olid.

La intervención hidráulica en la cuenca del Barbate tiene un desarrollo tardío en comparación con otras cuencas española, a pesar de que todos los Planes sobre hidráulica en España redactados al abrigo de la Ley de Aguas de 1879 han contemplado la realización de obras en la cuenca del Barbate. Así, los primeros planes para su regulación pertenecen al Plan General de Pantanos y Canales de Riego de 1898, y esta intención se mantiene en el Plan General de Pantanos Caudales de Riego de 1902 (Plan Gasset), en el Plan Nacional de Obras Hidráulicas de 1933 y en el Plan Nacional de Obras Hidráulicas incluido en el Plan Nacional de Obras Públicas de 1940.

Fuente: Elaboración propia a partir de REDIAM



Sin embargo, su regulación no se materializa hasta casi un siglo más tarde a través de los Planes Hidrológicos del Guadalquivir —época en la que todavía el dominio de la actual DHGB formaba parte de la cuenca del Guadalquivir—. Este retraso de la intervención hidráulica lo atestigua la construcción del primer gran embalse de regulación de la cuenca, el del Celemín, en 1972. Este embalse se erigía como una de las principales obras para la desecación y puesta en riego de la laguna de la Janda que es el motivo central en las intenciones de intervención hidráulica de la cuenca.

Las aspiraciones por crear una zona regable en la cuenca del Barbate han estado latentes desde principios del siglo XIX y siempre han estado íntimamente ligadas a la idea de desecar la laguna de La Janda que ocupaban una extensión aproximada de 5000 ha y “funcionaba a modo de llanura de inundación, regulando las crecidas del Barbate y sus afluentes Celemín y Almodóvar, retardando la evacuación de sus aguas hacia la marisma del mencionado río” (Ramírez y Ayrcart, 2008: 114). Tras varios intentos fallidos en la década de los sesenta del siglo XX, se consiguió desecar la totalidad de la laguna para poner sus fértiles suelos en cultivo. Las actuaciones de desecación consistieron básicamente en: a) construcción de un Canal Central (canal colector), al cual desembocan otros canales secundarios de drenaje; b) reacondicionamiento de los canales existentes realizados por Larramendi; y c) construcción de los embalses de Celemín y Almodóvar (primeras fases) con objeto de paliar los efectos de las inundaciones en la zona (Dueñas, M.A., 2008; Recio, 1997). El resultado es una gran transformación, sufrida tras años de drenaje, construcción de embalses, control de caudales e implementación de sistemas de riego es la Zona Regable del Barbate, de casi 16 000 ha. Según algunos autores, esta transformación ha tenido consecuencias socioeconómicas en toda la cuenca y ha creado desigualdades en función del mayor o menor acceso al recurso por la “división funcional que ha adscrito a la cuenca alta el aporte del agua para la agricultura intensiva que se ha desarrollado en la cuenca media, y para el desarrollo turístico de la baja. El resultado es un claro desequilibrio económico entre las zonas alta y baja de la cuenca” (Clavero, J2008:103). En la actualidad, la cuenca cuenta con tres grandes embalses con una capacidad total de almacenamiento de casi 300 hm³. Las principales características técnicas de cada uno de ellos se presentan en la Tabla 23.

Tabla 23. Datos técnicos de los embalses de la cuenca del río Barbate

	Barbate	Celemín	Almodovar
Proyectista	Prointec	Santiago Serrano	J.L Rmírez Vacas
Titular	Junta de Andalucía	Junta de Andalucía	Junta de Andalucía
Año	1992	(1964) 1972	(1972) 1997
Categoría de riesgo potencial	A	A	A
Capacidad del embalse (hm³)	231	43	5
Uso	Riego	Riego	Abastecimiento,Riego
Tipo de presa	Materiales sueltos	ateriales sueltos homogén	Gravedad, homigón
Superficie cuenca vertiente (Km²)	350,24	94,15	16,54
Superficie mnm (ha)	2.540	473	65
Volumen cuerpo presa (m³)	2.256.000	590.000	40.500
Cota del cauce (msnm)	12	9,5	70
Altura desde cimientos (m)	30	24	42
Altura sobre cauce (m)	30	25,5	34.2
Cota de coronación (msnm)	42	35	104.4
Longitud de coronación (m)	1.359	430	126
Aliviadero	Lbio fijo (1)	Labio fijo (1)	compuertas (3)
Capacidad de desagüe aliviadero (m³/s)	109	598	340
Cota aliviadero (msnm)	37,2	29,5	105,5
Tipo desagüe	Fondo (2)	Fondo (2)	Fondo (1)
Capacidad de desagüe (m³/s)	50	–	21
Cota desagüe (msnm)	20	16,5	75,8

Fuente: Elaboración propia a partir de Sancho *et al.*, 2015

4.2.5. Cauces intercuenas

Además de la red hidrográfica principal, existen algunos cauces intercuenas que vierten directamente al mar. Es por ejemplo el caso del río San Pedro, que hasta hace unas décadas se integraba en la cuenca del Guadalete pero que en la actualidad y debido al efecto de diferentes acciones humanas, ahora supone un brazo independiente que delimita los municipios de El Puerto de Santa María y Puerto Real y desemboca directamente en la Bahía de Cádiz. Es un río dominado por la pleamar y con gran importancia en los aportes de agua marina en las salinas cercanas hasta el punto que tanto su cauce como sus riberas se encuentran integrados dentro del Parque Natural Bahía de Cádiz. Otro río intercuenas es el caño de Sancti-Petri que, alimentado por los ríos Zurriaco e Iro, es la principal conexión entre el océano Atlántico y las aguas interiores de la Bahía de Cádiz.

Existen también en la DHGB diferentes escorrentías que no discurren hacia ninguna red fluvial y que dan lugar a algunas cuencas endorreicas y semiendorreicas de extensión reducida. Estas lagunas se producen en terrenos de baja permeabilidad donde se retiene y encharca el agua que posteriormente se pierde por infiltración o en su mayor parte por evaporación. Destacan las lagunas de Medina y el complejo endorreico del Puerto de Santa María, ambas declaradas Reserva Natural desde 1987.

La Laguna de Medina es la mayor de la provincia de Cádiz y la segunda de toda Andalucía. Situada a 10 Km de Jerez de la Frontera, se encuentra rodeada por suaves colinas de tierras cultivadas que dirigen el agua de lluvia hacia ella. Además, también se nutre de los aportes de agua que recibe del arroyo Fuente Bermeja. Tiene un carácter semipermanente y puede alcanzar los dos metros de profundidad en la épocas más lluviosas y secarse completamente en los periodos con menos precipitaciones. Sus suelos están formados por yesos, margas y arcillas que confieren cierta salinidad a sus aguas.

El complejo endorreico del Puerto de Santa María está formado por las lagunas La Salada, La Chica y La Juncosa. De todas ellas, La Salada es la de mayor dimensión (27 ha). Tanto La Salada como La Chica se inundan en periodos húmedos y se pueden llegar a secar en épocas estivales. Por el contrario, La Juncosa es claramente temporal y se seca siempre en época estival. Este complejo recibe portes mixtos por escorrentía y de acuíferos. Las tres lagunas de este complejo están incluidas entre los Lugares de Importancia Comunitaria propuestos por la Comunidad Autónoma de Andalucía. Son, además, Zona de Especial Protección para las Aves (ZEPA). La laguna Salada tiene además la categoría de humedal Ramsar.

4.2.6. Las masas de agua

Con la introducción de las DMA, las masas de agua se convierten en elemento central de la planificación hidrológica. Cada una de las demandas se asocia a una o varias masas de agua, por lo que conocer la distribución y el estado —cuantitativo y cualitativo— de dichas masas de agua es fundamental para lograr los objetivos de la planificación.

Uno de los objetivos de la DMA es conseguir el buen estado ecológico de todas las masas de agua para garantizar una adecuada satisfacción de las demandas, por lo que la

planificación hidrológica debe orientarse hacia la consecución de unos determinados mínimos de calidad y cantidad para las masas de agua. En este sentido, los planes hidrológicos, partiendo de la caracterización del estado de las masas de agua, en función de su estado cuantitativo y cualitativo, deben responder a la lógica de establecer unos objetivos ambientales para cada una de las masas de agua y señalar las presiones e impactos que dificultarán la consecución de dichos objetivos y establecer una agenda de medidas orientadas a su consecución. En el PHD se realiza la caracterización de las masas de agua según lo establecido en el artículo 5 y al Anexo II de la DMA (Tabla 24).

Tabla 24. Tipos de masas de agua utilizadas en la legislación española

Tipo	Descripción
Aguas continentales	Todas las aguas en la superficie del suelo y todas las aguas subterráneas situadas hacia tierra desde la línea que sirve de base para medir la anchura de las aguas territoriales.
Aguas superficiales	Las aguas continentales, excepto las aguas subterráneas; las aguas de transición y las aguas costeras y, en lo que se refiere al estado químico, también las aguas territoriales.
Aguas subterráneas	Todas las aguas que se encuentran bajo la superficie del suelo en la zona de saturación y en contacto directo con el suelo o el subsuelo.
Acuífero	Una o más capas subterráneas de roca o de otros estratos geológicos que tienen la suficiente porosidad y permeabilidad para permitir ya sea un flujo significativo de aguas subterráneas o bien la extracción de cantidades significativas de aguas subterráneas.
Masa de agua superficial	Una parte diferenciada y significativa de agua superficial, como un lago, un embalse, una corriente, río o canal, parte de una corriente, río o canal, unas aguas de transición o un tramo de aguas costeras.
Aguas de transición	Masas de agua superficial próximas a las desembocaduras de los ríos que son parcialmente salinas como consecuencia de su proximidad a las aguas costeras, pero que reciben una notable influencia de flujos de agua dulce.
Aguas costeras	Las aguas superficiales situadas hacia tierra desde una línea cuya totalidad de puntos se encuentren a una distancia de una milla náutica mar adentro desde el punto más próximo de la línea de base que sirve para medir la anchura de las aguas territoriales y que se extienden, en su caso, hasta el límite exterior de las aguas de transición.
Masa de agua subterránea	Un volumen claramente diferenciado de aguas subterráneas en un acuífero o acuíferos.
Masa de agua artificial	Una masa de agua superficial creada por la actividad humana.
Masa de agua muy modificada	Una masa de agua superficial que, como consecuencia de alteraciones físicas producidas por la actividad humana, ha experimentado un cambio sustancial en su naturaleza.

Fuente: Directiva Marco de Aguas (DMA) 2000/60/CE

Concretamente en la Demarcación Hidrográfica Guadalete Barbate se han identificado y delimitado 111 masas de agua de las cuales 97 son superficiales y 14 subterráneas.

4.2.6.1. Masas de agua superficial

En la DHGB se identifican 97 masas de agua superficial que se clasifican en función de su tipología en cuatro categorías diferentes —río, lago, aguas de transición y costeras—. Además, atendiendo a su naturaleza se pueden caracterizar como naturales, artificiales o muy modificadas. En la Tabla 25 se muestra la clasificación de las diferentes masas de agua superficiales de la DHGB y los cambios que ha habido en la caracterización de dichas masas de agua entre el Primer Ciclo de Planificación Hidrológica (2009-2015) y el Segundo (2016-2021).

Tabla 25. Caracterización de masas de agua superficiales de la DHGB en el primer y segundo ciclo de planificación

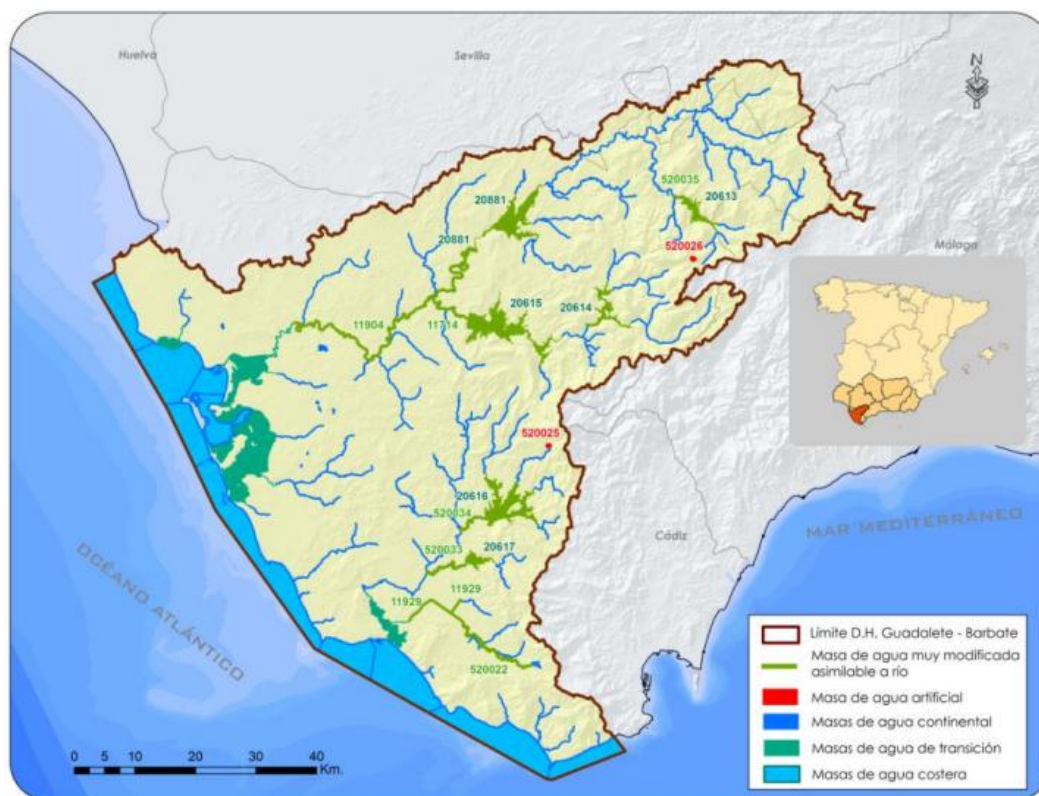
Categoría		Naturaleza	1 ^{er} Ciclo de Planificación (2009 -2015)	2 ^o Ciclo de Planificación (2015 -2021)
Continenciales	Río	Natural	51	51
		Muy Modificada	7	14
		Artificial	0	0
		TOTAL	58	65
	Lago	Natural	8	8
		Muy Modificada	7	0
		Artificial	2	2
		TOTAL	17	10
Transición		Natural	0	0
		Muy Modificada	10	10
		Artificial	0	0
		TOTAL	10	10
Costeras		Natural	8	8
		Muy Modificada	4	4
		Artificial	0	0
		TOTAL	12	12

Fuente: Adaptado de Junta de Andalucía, 2015c

Atendiendo a la categoría, y según el Plan Hidrológico del segundo ciclo (2015-2021) el 63 % de las masas de agua de la demarcación son de tipo río (65), las aguas costeras (12) representan el 11,64 % y las masas de agua de tipo lago (10) y de transición (10)

representan cada una el 9,7 %. Si se comparan estos porcentajes con la caracterización de las masas de agua superficial del primer ciclo de planificación, se observa un cambio en las estadísticas según categoría (aunque no en el número total de masas de agua superficiales identificadas). Esto se debe a que, en el primer ciclo de planificación, hay siete masas de agua (correspondientes a los embalses) que se identifican como masas de agua tipo lago, mientras que en el segundo ciclo de planificación se categorizan bajo una tipología especial como masas de agua tipo río muy modificadas por presencia de embalses. Si atendemos a su naturaleza, el 70 % de las masas de aguas se clasifican como masas de agua naturales, el 28 % como masas de agua muy modificadas y el 2 %, con solo dos masas de agua (Balsa de los Monteros y Embalse de los Fresnillos), son clasificadas como masas artificiales. En la Figura 38 se localizan las masas de agua superficiales muy modificadas y artificiales.

Figura 38. Masas de agua Muy modificadas y Artificiales de la DHGB (2015-2021)



Fuente: Junta de Andalucía, 2015e: 26

Respecto a la evaluación de estado de las diferentes masas de agua superficiales, los artículos 26 a 33 del RPH trasponen el anexo V de la DMA al ordenamiento jurídico

español y definen los criterios para la clasificación y evaluación del estado de las masas de agua superficiales y subterráneas. En concreto, para las aguas superficiales establece que el “estado global” de las masas de agua se establecerá en función de su “estado ecológico” y de su “estado químico”. El estado ecológico de una masa de agua superficial podrá ser designado como “muy bueno”, “bueno”, “moderado”, “deficiente” o “malo” en función de una serie de criterios ecológicos, hidromorfológicos y fisicoquímicos (anexo V DMA), mientras que su estado químico podrá ser designados como “bueno” o “no alcanza el bueno”, dependiendo de los resultados obtenidos en los análisis de calidad de los puntos de control. Así, la designación final del estado de cada masa de agua como “bueno” o “peor que bueno” quedará determinada por el peor valor entre su estado ecológico y su estado químico.

Según los datos del Plan Hidrológico de la DHGB (2015-2021), de las 97 masas de aguas superficiales caracterizadas en la Demarcación, 40 masas de agua alcanzan el buen estado (41 %) mientras que 47 presenta un estado peor que bueno (59 %). En la Tabla siguiente se presentan los datos desagregados según las diferentes categorías y naturalezas de las masas de agua superficiales.

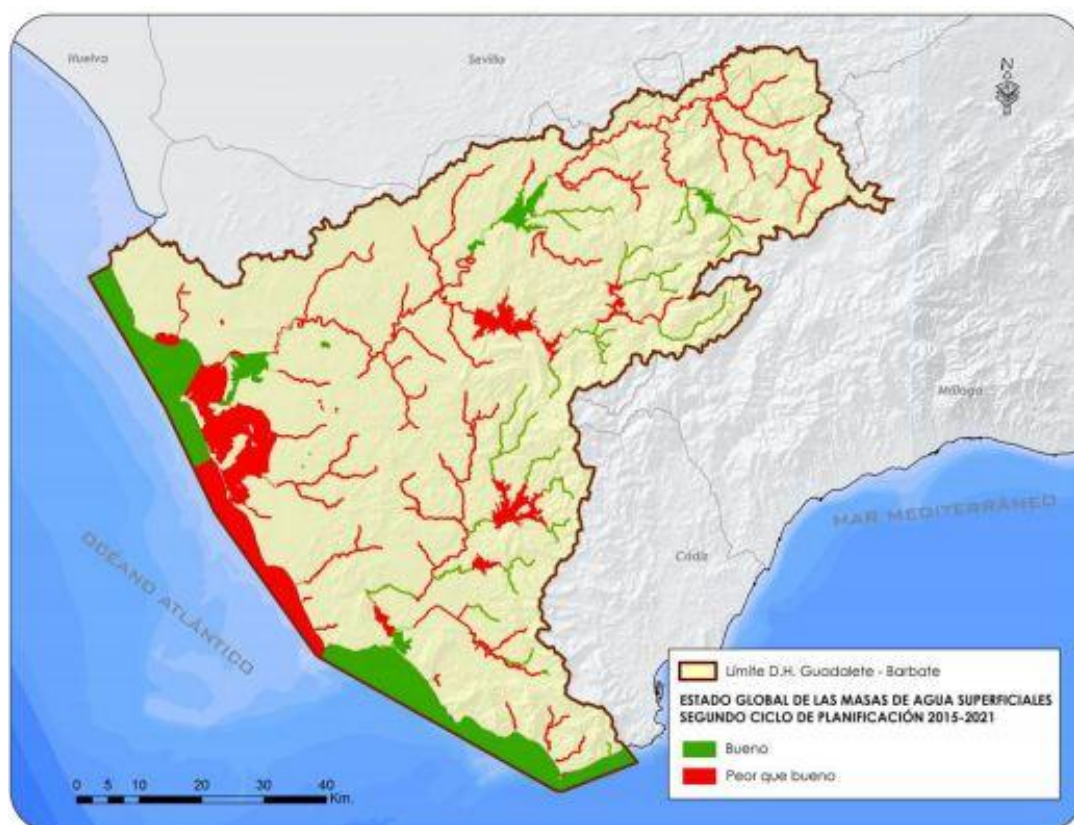
Tabla 26. Designación de estado de masas de agua superficiales de la DHGB (2015-2021)

Categoría	Naturaleza	Buen estado	Peor que bueno
Continetales	Natural	19	32
	Muy Modificada	6	8
	Artificial	0	0
	TOTAL	25	40
	Natural	4	4
	Muy Modificada	0	0
	Artificial	2	0
	TOTAL	6	4
Transición	Natural	0	0
	Muy Modificada	2	8
	Artificial	0	0
	TOTAL	2	8
Costeras	Natural	7	1
	Muy Modificada	0	4
	Artificial	0	0
	TOTAL	7	5

Fuente: Elaboración propia a partir de Junta de Andalucía, 2015c

Según los datos de la Tabla 26 y atendiendo a las diferentes categorías de las masas de agua, el porcentaje de masas de agua superficiales que presenta un estado peor que bueno es del 58 % para las masas de agua superficiales continentales, del 80 % para las masas de transición y el 41 % para las masas de agua costeras.

Figura 39. Estado global de las masas de agua superficiales en la DHGB (2015-2021).



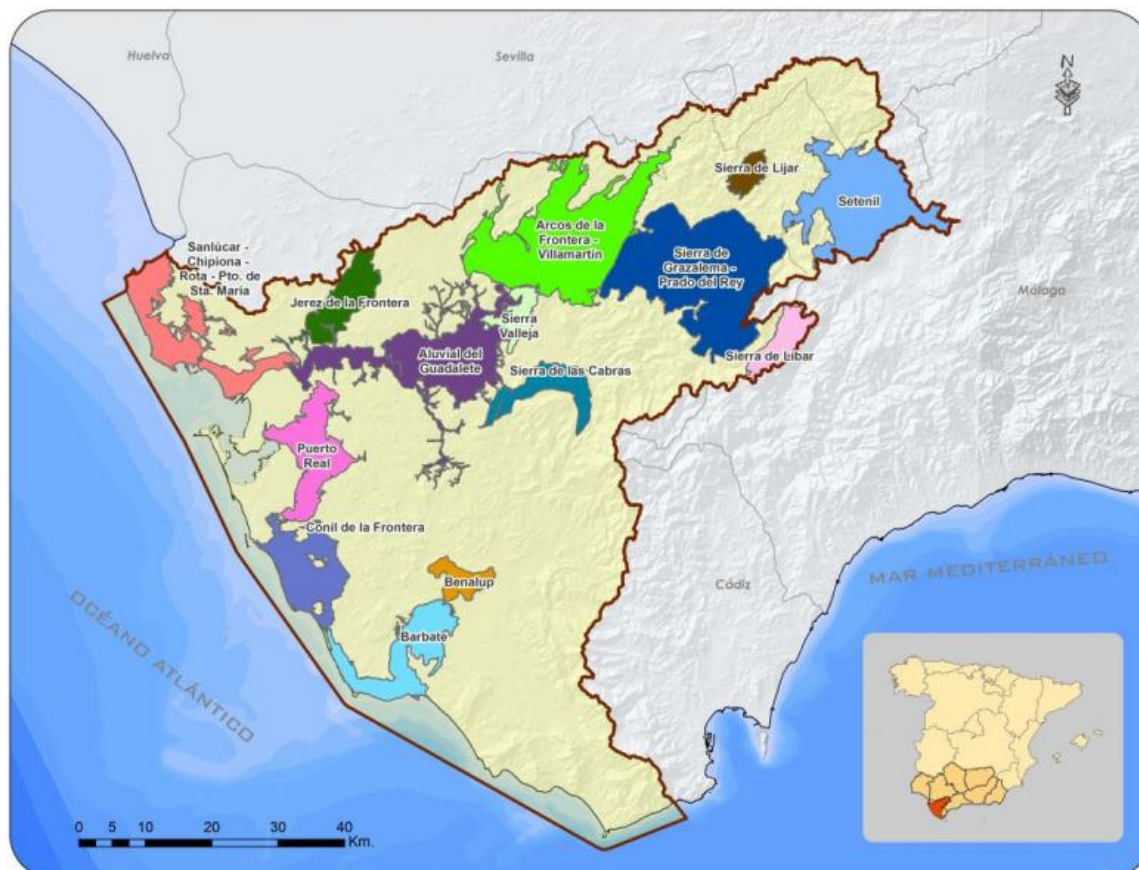
Fuente: Junta de Andalucía, 2015a: 282

Entre las diferentes presiones identificadas como determinantes para que el 59 % de las aguas superficiales no alcance el buen estado, destaca el efecto de las actividades agrarias. Concretamente entre las masas de agua continentales el efecto de la agricultura, principalmente por los aportes de nitrógeno y cloruros y los elevados niveles de conductividad que genera, es la principal presión identificada en 20 masas de aguas, mientras que para 6 masas de agua su principal presión es el consumo doméstico. Un total de 11 masas de agua presentan soportan presiones desde ambos sectores y 3 de ellas presentan presiones que afectan a la conservación de las riberas y a su morfología.

4.2.6.2. Masas de agua subterráneas

En la DHGB se identifican 14 masas de agua subterránea. Su distribución espacial se presenta en la Figura 40.

Figura 40. Masas de agua subterránea de la DHGB (2015-2021)



Fuente: Junta de Andalucía, 2015c: 12

La designación del estado de las masas de agua subterránea se realiza en función de su estado cuantitativo y su estado químico de acuerdo a lo establecido en el anexo V de la DMA. Para determinar el estado cuantitativo de las masas de agua subterránea se utiliza como indicador el nivel piezométrico medido en los puntos de control de la red de seguimiento y este podrá clasificarse como “Bueno” o “Malo”. Para la determinación del estado químico se utilizan indicadores que emplean como parámetros las concentraciones de contaminantes y la conductividad y su clasificación también será como “Bueno” o “Malo”. Para la designación del “Estado global” se procede de la misma manera que en el caso de las aguas superficiales, de modo que el estado de una masa de agua subterránea

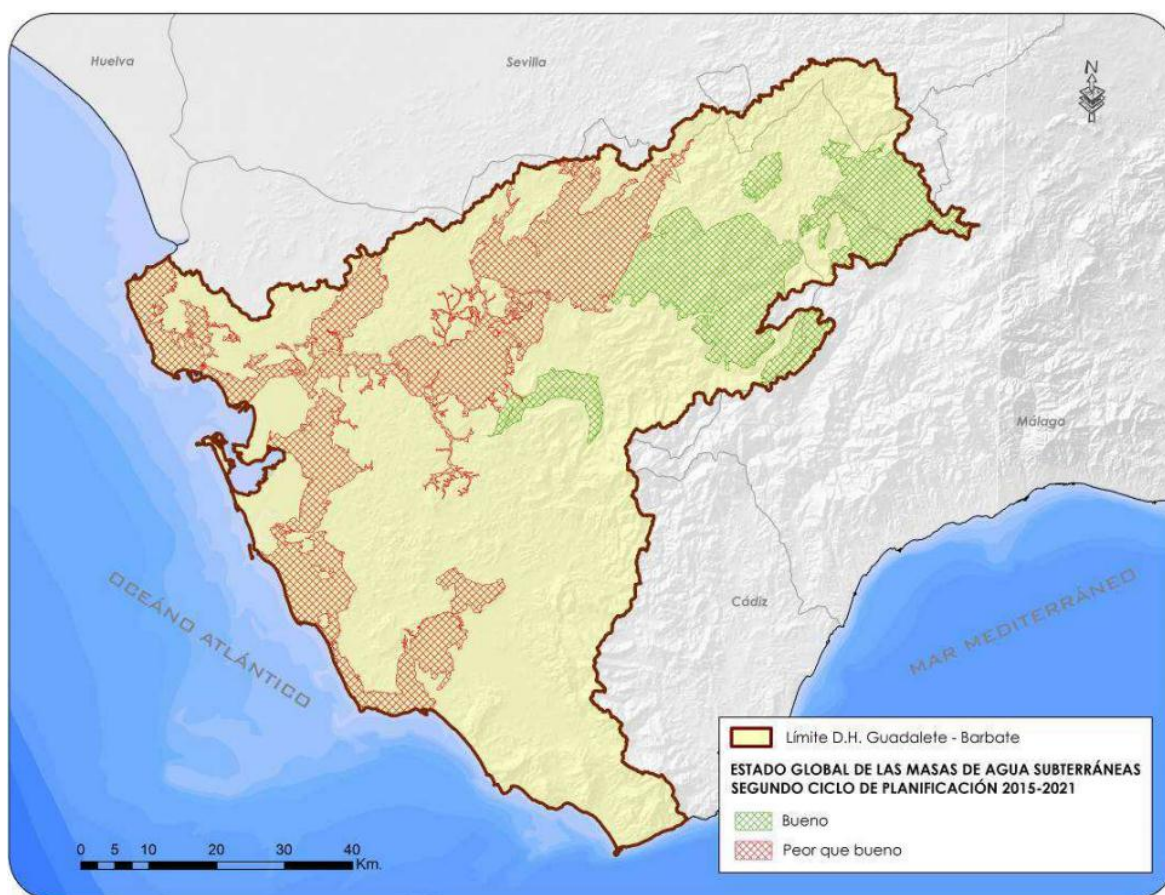
queda determinado por el peor valor de su estado cuantitativo o de su estado químico. En la Tabla siguiente se presentan los resultados obtenidos tras la evaluación de las masas de agua subterránea en el segundo ciclo de planificación (2015-2021).

Tabla 27. Determinación del estado cuantitativo, químico y global de las masas de agua subterránea de la DHGB (2015-2021)

Código	Nombre masa	Estado cuntitativo	Estado químico	Estado global
62.001	Setenil	Bueno	Bueno	Bueno
62.002	Sierra de Líbar	Bueno	Bueno	Bueno
62.003	Sierra de Lijar	Bueno	Bueno	Bueno
62.004	Sierra de Grazalema -prado del Rey	Bueno	Bueno	Bueno
62.005	Arcos de la Frontera -Villamartín	Malo	Malo	Malo
62.006	Sierra Valleja	Bueno	Malo	Malo
62.007	Sierra de las Cabras	Bueno	Bueno	Bueno
62.008	Aluvial del Guadalete	Bueno	Malo	Malo
62.009	Jerez de la Frontera	Bueno	Malo	Malo
62.010	Sanlúcar -Chipiona- Rota- Pto. Sta. María	Bueno	Malo	Malo
62.011	Puerto Real	Sin datos	Malo	Malo
62.012	Conil de la Frontera	Sin datos	Malo	Malo
62.013	Barbate	Malo	Malo	Malo
62.014	Benalup	Malo	Malo	Malo

Fuente: Elaboración propia a partir de Junta de Andalucía, 2015f

Solo 5 masas de agua subterránea de las 14 que se identifican en la DHGB alcanzan el Buen estado global. Entre las 9 masas calcificadas con estado global malo, desacatan las masas de Barbate y Benalup, pues no alcanzan el bueno estado cuantitativo ni químico y las masas de Puerto Real y Conil de la Frontera cuyo estado cuantitativo no se ha podido caracterizar por cuestiones técnicas. Entre las principales presiones que afectan al estado de las masas de agua subterránea destacan, por encima del resto y como ya se ha observado en las aguas superficiales, las presiones del sector agrario, especialmente por los elevados aportes de nitratos y cloruros que genera en todas las masas de agua subterránea que no alcanzan el buen estado. Además, la intrusión salina afecta de manera especial al estado químico de las masas de Sanlúcar-Chipiona-Rota-El Puerto de Santa María y Puerto Real y Conil de la Frontera. En la siguiente Figura se muestra la representación espacial de las masas de agua subterráneas de la DHGB en función de su Estado global.

Figura 41. Estado global de las masas de agua subterráneas de la DHGB (2015-2021)

Fuente: Junta de Andalucía, 2015a :290

En resumen, 66 de las 111 masas de agua de la DHGB no alcanzan el Buen Estado Global, lo que supone un 60 %. La principal presión a la que se enfrentan estas masas de agua y que dificulta la consecución de los objetivos ambientales es el sector agrario, especialmente debido al uso de fertilizantes químicos que producen grandes aportes de nitrógeno y cloruros al suelo y a las masas de agua adyacentes.

5.3. Características de Sistema Guadalete-Barbate

A continuación se presentan la principales características sobre la disponibilidad del recurso y las demandas consuntivas de cada uno de los SE y del Sistema de Explotación Único Guadalete-Barbate (DHGB) para establecer los balances hídricos de cada uno de ellos.

4.3.1. Disponibilidad de recursos

Pese a la variabilidad anual, estacional y espacial que presentan las precipitaciones en la DHGB, lo cierto es que esta Demarcación presenta unos valores medios de aportaciones naturales bastante notables. Sin embargo, la conversión de dichas aportaciones naturales en recursos disponibles para satisfacer las distintas demandas consuntivas está sujeta a una serie de condicionantes que hacen imposible en la práctica su completo aprovechamiento. Por un lado, el potencial de almacenamiento es limitado, por mucha capacidad de regulación que se tenga, nunca se podrá almacenar el total de las aportaciones. Por otro, las demandas existentes en la DHGB presentan diferencias espaciales y temporales, concentrándose cuando y donde las aportaciones son menores —aumento de demanda urbana y agraria en periodos estivales cuando las aportaciones naturales son menores, concentración de demandas agrarias en cursos medios y bajos y concentración de precipitaciones en las cabeceras—. Además, a esto hay que añadir las restricciones ambientales para garantizar los caudales ecológicos. A continuación se presentan los recursos hídricos existentes para el conjunto de la DHGB atendiendo a su procedencia (internos o externos).

Tabla 28. Recursos hídricos existentes en la DHGB (2015-2021)

Recursos internos	
<i>Convencionales</i>	
De cauces principales	889 hm ³
Otras masas de agua que vierten al Atlántico	174 hm ³
Escorrentía que vierte directamente al Atlántico	45 hm ³
<i>Total convencionales</i>	1.108 hm ³
<i>No convencionales</i>	
Depuración de aguas residuales	9,5 hm ³
Desalinización	0,0 hm ³
<i>Total no convencionales</i>	9,5 hm ³
<i>Total recursos internos</i>	1.118 hm³
Recursos externos	
Trasvase Guadiaro -Majaceite	66 hm ³
<i>Total recursos externos</i>	66 hm³
Total recursos existentes	1184 hm³

Fuente: Junta de Andalucía, 2015c

Como se observa en la Tabla 28, la mayoría de los recursos existentes en la DHGB son recursos propios entre los se puede diferenciar entre recursos “convencionales”, que son aquellos que discurren por la red hidrográfica principal (superficiales y subterráneos) y los recursos “no convencionales”, aquellos que se obtienen mediante la aplicación de otra serie de técnicas que permiten aumentar la disponibilidad del recurso (desalación y reutilización). Además, los recursos propios de la DHGB se completan con una aportación de caudales procedente de la cuenca del río Guadiaro desde la DH de las Cuencas Mediterráneas Andaluzas a través del Trasvase Guadiaro-Majaceite. A continuación, se analizan la procedencia y la disponibilidad de los recursos propios y externos para el conjunto de la DHGB y para cada uno de los Sistemas de Explotación y las previsiones sobre su evolución en los escenarios temporales futuros considerados por la planificación hidrológica (actual, 2021 y 2027).

4.3.1.1. Recursos propios

Entre los recursos convencionales se encuentran aquellos que discurren por la red hidrográfica principal, es decir los recursos superficiales o los recursos subterráneos. Entre los superficiales, del conjunto de recursos disponibles, la capacidad de regulación de la DHGB permite disponer de un total de 342,4 hm³ (Tabla 29).

Tabla 29. Recursos disponibles en cada SE y en el conjunto de la DHGB (2015-2021)

Sistema de Explotación	Embalse/ Conjunto de embalses	hm ³ /año
SE Guadalete	Conjunto Zahara-Arcos-Bornos	114,6
	Conjunto Hurones-Guadalcacín	152,3
	Total SE Guadalete	266,9
SE Barbate	Barbate	58,8
	Celemín	13,8
	Almodóva	3,0
	Total SE Barbate	75,6
Total DHGB		342,4

Fuente: Elaboración propia a partir de Junta de Andalucía, 2015c

En cuanto a los recursos subterráneos, la mayor parte del agua que recarga los acuíferos pertenecientes a la DHGB se descarga diferida en el tiempo a la red fluvial, de forma difusa o a través de manantiales y afloramientos y supone uno de los constituyentes básicos de la aportación total de los ríos de la Demarcación. Otra parte de la recarga, en general mucho más reducida, se transfiere de forma subterránea a otros acuíferos o, en el caso de los acuíferos costeros, se descarga al mar. Sin embargo, existen algunas dificultades —reconocidas en el Plan Hidrológico— que introducen en este apartado cierta incertidumbre sobre la cantidad real de recursos subterráneos. En primer lugar, existen limitaciones importantes sobre el conocimiento de la tasa de recarga²⁰ de los acuíferos.

Además, existen algunos acuíferos compartidos con otras Demarcaciones, concretamente los acuíferos de Setenil, Sierra de Lijar y Sierra de Grazalema–Prado del Rey que aunque se dividen en masas de agua diferentes, tienen un funcionamiento hidrológico único. Con todo, se estiman en unos 160 hm³/año los recursos existentes de la DHGB. Sin embargo, las aguas subterráneas de la DHGB suponen unas aportaciones esenciales a la red hidrográfica superficial a través de los volúmenes drenados desde las aguas subterráneas a los ríos, por ejemplo a través de manantiales. Es por esto que el Plan Hidrológico, cuando se refiere a balances hidrológicos, considera los recursos de las masas de agua subterránea conjuntamente con los recursos superficiales en la mayoría de los casos. Por tanto, las aguas subterráneas que quedan aguas arriba de los embalses han contabilizado como aguas superficiales, entendiendo que su destino será ser embalsadas y las masas de agua consideradas para la estimación de los recursos subterráneos son aquellas que quedan debajo de los embalses. Además, los recursos hídricos de la Masa subterránea 062.002 Sierra de Lívar son transferidos en su totalidad a la DH de las Cuencas Mediterráneas Andaluzas. De este modo, se estima que los recursos disponibles subterráneos en el sistema Guadalete ascienden a 35 hm³ anuales y de 17,4 hm³ en el sistema Barbate.

En lo que se refiere a los recursos, la DHGB no dispone de capacidad de desalación. Todos los recursos no convencionales proceden de la reutilización directa o indirecta de aguas residuales, todos ellos procedentes del SE Guadalete.

²⁰ La tasa de recarga de las aguas subterráneas se calcula como el sumatorio de la infiltración media de la lluvia para la serie 1940/41 - 2005/06, los retornos de riego y las entradas laterales procedentes de otras cuencas.

4.3.1.1. Recursos externos. *El trasvase Guadiaro–Majaceite*

Los recursos externos de la DHGB proceden del trasvase Guadiaro–Majaceite, que conecta las cuencas del río Guadiaro, el cual pertenece a la DH de las Cuencas Mediterráneas Andaluzas, con la cuenca del Guadalete. La transferencia de volúmenes se realiza a través del túnel de Buitreras, obra declarada de interés general en 1992²¹, que tiene 12 Km de longitud desde el punto de toma en el río Guadiaro a la altura del término municipal de Cortes de la Frontera, hasta el río Majaceite en la cola del embalse de los Hurones.

El trasvase se justifica²² en base a i) el déficit de recursos hídricos en relación a las demandas que debe atender, especialmente las de abastecimiento de la Zona Gaditana donde de forma prácticamente continuada se habían producido restricciones y cortes en el suministro de agua y ii) la situación excedentaria de la cuenca del río Guadiaro, por lo que el trasvase no comprometería las posibilidades futuras de desarrollo en dicha cuenca; y queda condicionado a los siguientes normas de explotación:

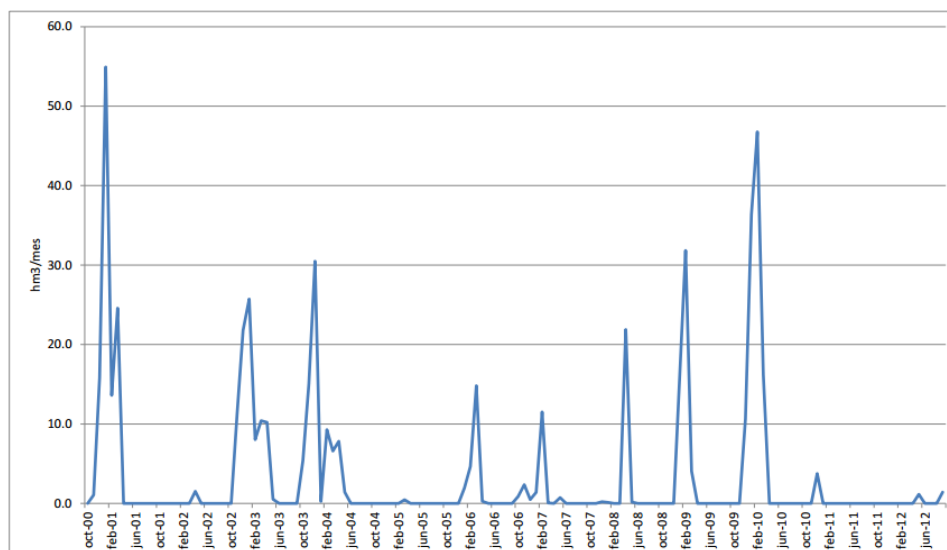
- i) no se efectuará ningún trasvase mientras no circule por el río Guadiaro, en la obra de derivación, un caudal mínimo de 6 m³/s (1 m³/s corresponde al caudal ecológico y 5 m³/s a la concesión de caudal a Sevillana-Endesa en el salto de Corbacho);
- ii) solo se trasvasará el caudal circulante por el río que exceda los indicados 6 m³/s;
- iii) los caudales a transferir no podrán exceder los 30 m³/s y iv) el volumen anual transferido no será mayor de 110 hm³.

En la Figura 42 se muestra los volúmenes anuales trasvasados desde su entrada en funcionamiento en el año 2000, a partir de los cuales, el PHD estima que los recursos disponibles procedentes de otras cuencas se sitúan en 56 hm³ anuales.

²¹ Real Decreto 3/1992

²² Ley 17/1995, de 1 de junio, de transferencia de volúmenes de agua de la cuenca del río Guadiaro a la cuenca del río Guadalete

Figura 42. Volúmenes anuales trasvasados por el Trasvase Guadiaro-Majaceite (2000- 2012)



Fuente: Junta de Andalucía, 2015c: 55

Una vez presentados todos los recursos disponibles en la DHGB y en cada uno de los SE, en la Tabla 30 se presentan, a modo de conclusión, el total de recursos disponibles: recursos propios —convencionales y no convencionales— y externos para el conjunto de la DHGB y para cada uno de los SE y las previsiones que el Plan Hidrológico establece para los escenarios 2021 y 2027.

Tabla 30. Recursos disponibles en la DHGB para los escenarios Actual, 2021 y 2027

		Escenario Actual	%	Escenario 2021	%	Escenario 2027	%
Sistema Guadalete	Superficiales	266,9	70,1	266,9	69,0	245,5	67,9
	Subterráneos	35,0	9,2	35,0	9,0	32,2	8,9
	Reutilización	22,8	6,0	29,1	7,5	32,0	8,9
	Retornos	3,9	1,0	3,9	1,0	3,9	1,1
	Otras cuencas	52,0	13,7	52,0	13,4	47,8	13,2
	TOTAL	380,6	100,0	386,9	100,0	361,4	100,0
Sistema Barbate	Superficiales	75,6	81,3	75,6	80,6	69,5	80,5
	Subterráneos	17,4	18,7	17,4	18,6	16,0	18,5
	Reutilización	0,0	0,0	0,8	0,9	0,8	0,9
	Retornos	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
	Otras cuencas	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
	TOTAL	93,0	100,0	93,8	100,0	86,3	100,0
DHGB	Superficiales	342,5	72,3	342,5	71,3	315,0	70,4
	Subterráneos	52,4	11,1	52,4	10,9	48,2	10,8
	Reutilización	22,8	4,8	29,9	6,2	32,8	7,3
	Retornos	3,9	0,8	3,9	0,8	3,9	0,9
	Otras cuencas	52,0	11,0	52,0	10,8	47,8	10,7
	TOTAL	473,6	100,0	480,7	100,0	447,7	100,0

Fuente: Elaboración propia a partir Junta de Andalucía, 2015c

4.3.2. Usos y demandas de agua

En este apartado se hace una descripción de los principales usos del agua en la DHGB y se centra la atención en aquellas cuestiones más relevantes desde el punto de vista de la gestión de los recursos: demandas, origen de recursos, eficiencia, escenarios futuros, etc.

El Reglamento de Planificación Hidrológica (RPH) establece en su artículo 14.3 que “las demandas pertenecientes a un mismo uso que compartan el origen del suministro y cuyos retornos se reincorporen básicamente en la misma zona o subzona se agruparán en unidades territoriales más amplias, denominadas unidades de demanda. Estas unidades se definirán en el plan hidrológico y son las que se integrarán como elementos diferenciados a efectos de la realización de balances y de la asignación de recursos y establecimiento de reservas en el sistema de explotación único definido de acuerdo con el artículo”.

Por tanto y puesto que, a efectos de planificación, la caracterización de las demandas se hace en función de las Unidades de Demanda, en este apartado se analizan las principales demandas consuntivas de agua a partir de un minucioso análisis de los anejos “3: Usos y demandas de agua” y “6: Sistemas de explotación y balances del Plan Hidrológico de la DHGB (2016 -2021)” de la DHGB y otras fuentes.

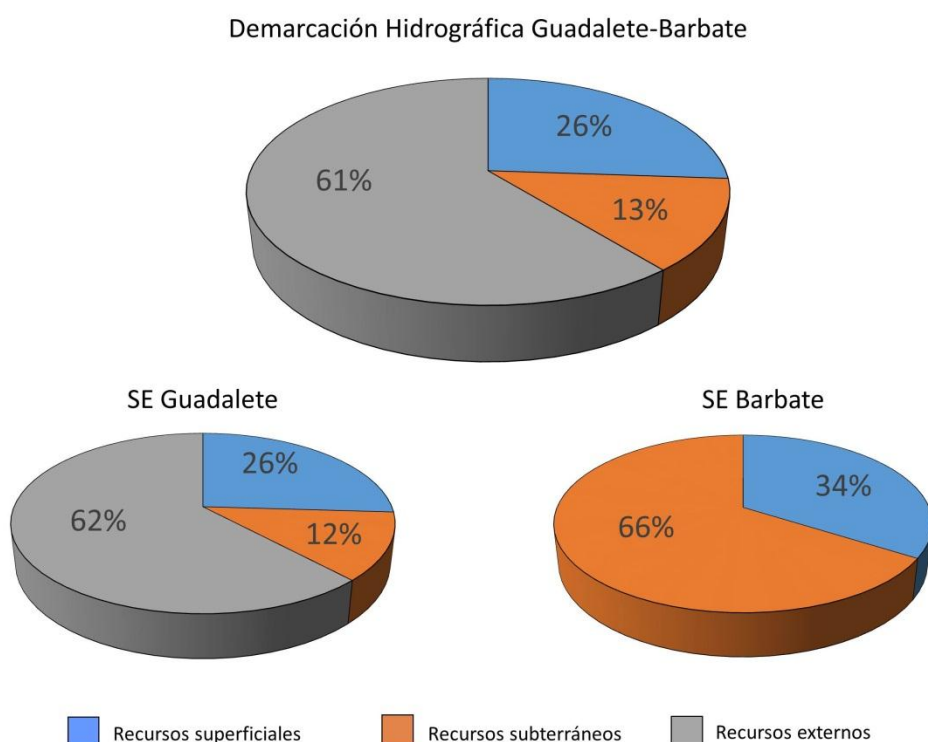
4.3.2.1. Demanda urbana

De acuerdo a lo establecido en la IPH, las demandas urbanas pueden agruparse en unidades homogéneas denominadas Unidades de Demanda Urbana (UDU). En la DHGB se identifican un total de 17 UDU, que representan agrupaciones de municipios que comparten el origen de los recursos que utilizan para su abastecimiento y que ya han sido introducidas en el epígrafe 4.1.3 de este capítulo. A efectos de contabilizar las demandas y establecer los balances de cada uno de los Sistemas de Explotación (SE), el PH considera a qué SE pertenecen las masas de agua de las que una determinada UDU se abastece. Este es el motivo de que, a efectos de planificación, la única UDU que se considera para el SE Barbate es la UDU 8. *Tarifa*, que se abastece de los recursos del embalse de Almodóvar localizado en dicho SE.

Prácticamente la totalidad de la demanda urbana proviene del Sistema de Explotación del Guadalete (106,265 hm³/año). Esta diferencia se explica fundamentalmente en la

diferencia poblacional entre ambos Sistemas de Explotación (982 478 habitantes en el SE Guadalete, por 17 962 en el SE Barbate). Diferencia que además se incrementa si atendemos a la población equivalente (1.079.298 por 23.327). En la siguiente figura se muestra la distribución del origen del recurso para el abastecimiento de las demandas urbanas en cada uno de los sistemas de explotación de la Demarcación.

Figura 43. Distribución por origen del recurso para el abastecimiento de las demandas urbanas en cada uno de los SE y en el conjunto de la DHGB



Fuente: Elaboración propia a partir Junta de Andalucía, 2015d

Como se puede observar, las aportaciones del trasvase Guadiaro–Majaceite se destinana en su totalidad a satisfacer las demandas urbanas del SE Guadalete. La captación de origen subterráneo en el SE es muy baja y supone solo el 8 % del total, sin embargo, en el SE Barbate se invierte la situación y los recursos subterráneos se presentan como la fuente principal de recursos para el abastecimiento de la demanda urbana. Las previsiones del PHD para Demandas Urbanas en los escenarios 2021 y 2033 son de 122,889 y 148,470 hm³/año, respectivamente, en base al crecimiento poblacional esperado.

4.3.2.2. *Demanda agraria*

En la DHGB hay 292 461 ha cultivadas, de las cuales 60 942 son de regadío (21 %), sin contar las 1000 ha de la Zona Regable de Monte Algaida que se localizan geográficamente en la DH del Guadalquivir, pero se abastecen con recursos de la DHGB. Predominan los cultivos herbáceos (76,78 % del total cultivado), entre los que destacan fundamentalmente los cereales para grano (46,49 % del total de cultivos herbáceos) y los cultivos industriales (34,55 % del total de cultivos herbáceos). En cuanto a los cultivos leñosos (12,67 % del total cultivado), predomina el olivar (74,17 % del total de cultivos leñosos) y el viñedo (20,37 % del total de cultivos leñosos) (Junta de Andalucía, 2015d). A efectos de gestión de la demanda agraria, la IPH define como demanda agraria la suma de la demanda agrícola, la demanda forestal y la demanda ganadera. En la DHGB la demanda agrícola supone más del 99,32 % de la demanda agraria (Junta de Andalucía, 2015d) mientras que el 0,68 % restante se refiere a la demanda ganadera. A continuación se hace una breve presentación de las principales características de los cultivos y usos ganaderos de la Demarcación. Para la caracterización de la demanda agraria, el Plan Hidrológico agrupa en Unidades de Demanda Agraria (UDA) aquellas zonas agrícolas que comparten características comunes en cuanto a ubicación geográfica, comunidades de regantes que la componen, origen del agua y tecnologías de riego, que ya han sido presentadas en este capítulo.

En cuanto a superficie, en su conjunto suponen aproximadamente 61.742 ha. La mayoría de ellas son zonas pequeñas, algunas por debajo de las 1.000 ha. Las UDA que cuentan con una mayor superficie son las de la Z.R. de Barbate (15 582 ha) y la Z.R. de Guadalcacín (12.243 ha) respectivamente. Estas dos zonas son también las que presentan una mayor demanda bruta de agua (82 y 67 hm³ al año respectivamente).

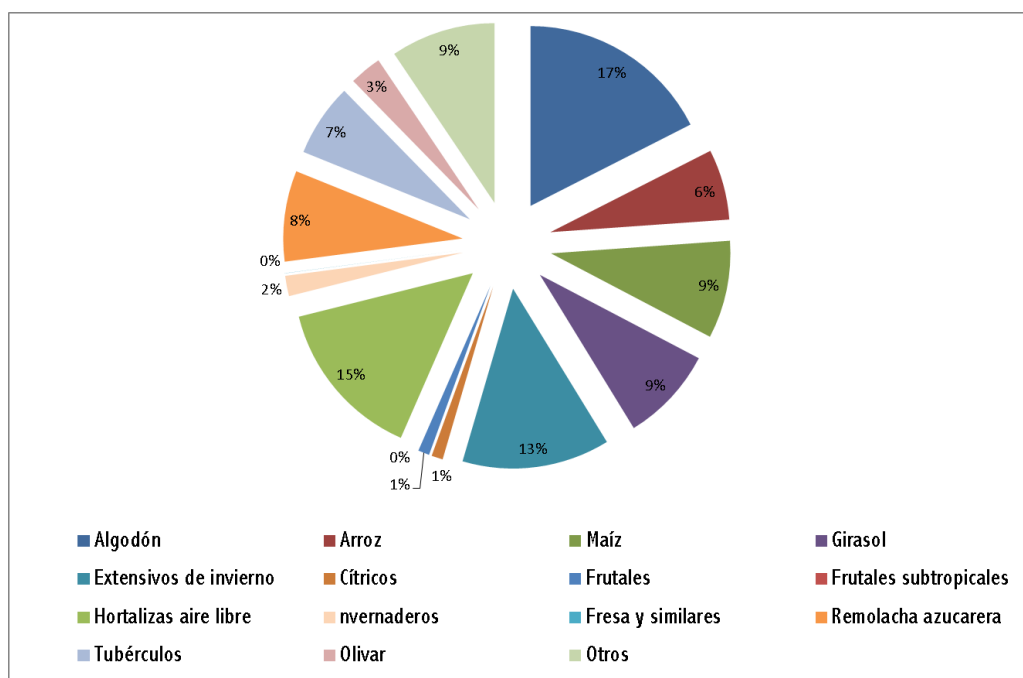
Tabla 31. Superficie y demanda bruta actual y escenarios 2021 y 2027 de las distintas UDA de la DHGB

UDA	Superficie (ha)	Demanda bruta actual (hm ³ /año)	Demanda bruta 2021 (hm ³ /año)	Demanda bruta 2033 (hm ³ /año)
1 Costas Noroeste	8.503,7	46,464	43,613	43,613
2 Costas Noroeste ARU	1.136,0	7,3	6,852	6,852
3 Conil -Chiclana- Puerto Real	1.923,8	6,929	6,615	6,615
4 Bajo Guadalete	2.702,9	14,131	12,308	12,308
5 Guadalcaín	12.243,0	67	63,668	63,668
6 Campiña de Jerez	7.279,2	27,976	27,035	27,035
7 Bornos Margen Izda	1.991,1	10,186	8,7035	8,7035
8 San Andrés y Buena Vista	418,3	1,699	1,549	1,549
9 Coto de Bornos	624,9	3,505	3,19	3,19
10 Villamartín	6.062,1	25,781	24,69	24,69
11 Guadalporcún	1.711,0	4,567	4,557	4,557
12 Sierra de Grazalema	316,0	1,034	1,022	1,022
13 Barbate	15.582,0	82,061	75,875	75,875
14 Monte Algaida	1.000,0	5,582	5,179	5,179
15 Sanlúcar - Chipiona	247,9	1,002	0,93	0,93
TOTAL	61.742,0	304,8	285,8	285,8

Fuente: Elaboración propia a partir Junta de Andalucía, 2015d

Los cultivos predominantes en la DHGB son el algodón (17 % de la superficie regada), las hortalizas al aire libre (15 %) y los cultivos intensivos de invierno (13 %). También es importante la presencia de cultivos de arroz, no por su extensión sino por la gran cantidad de agua que requiere el cultivo. Según el inventario de regadíos de Andalucía (2008), tiene una demanda neta de 12429 m³/ha. Los cultivos de arroz se localizan en la Zona Regable del Barbate.

Figura 44. Porcentaje de la extensión dedicada a cada cultivo en la DHGB



Fuente: Elaboración propia a partir Junta de Andalucía, 2015d

En lo que se refiere al origen del agua, prácticamente la totalidad de las UDA pertenecen al sistema de explotación Guadalete, a excepción de la Zona Regable del Barbate. En la Tabla 32 se observa que gran parte de la superficie regada utiliza recursos superficiales (85,18 %), y el uso de agua reutilizable sigue siendo muy residual y no se prevé que aumente su ratio de utilización para el riesgo en escenarios futuros.

Tabla 32. Evolución del origen del agua, sistemas de riego y eficiencias de uso agrario del agua en la DHGB

		Escenario Actual	Escenario 2021	Escenario 2027
Origen del agua (%)	Superficial	85,18	85,18	85,18
	Subterráneo	11,55	11,55	11,55
	Reutilización	3,26	3,26	3,26
Sistema de riego	Gravedad	13,48	8,5	8,5
	Aspersión	59,34	61,4	61,4
	Localizado	27,2	30,1	30,1

Fuente: Elaboración propia a partir de Junta de Andalucía, 2015d

Sí se aprecian algunas tendencias positivas para escenarios futuros en los sistemas de riego utilizados. Mientras en la actualidad el riego por gravedad —el menos eficiente— sigue teniendo una importancia considerable en los riegos (13,5 %), en un escenario futuro se prevé un descenso de 5 puntos porcentuales a favor de sistemas de riego más eficientes como la aspersión o el riego localizado, que puede alcanzar eficiencias de hasta el 95 % (Inventario de Regadíos de Andalucía, 2008). Estos cambios en los sistemas de riego permitirían un aumento en la eficiencia total del uso del agua en la agricultura que alcanzaría más del 80 % en los escenarios 2021 y 2033.

En suma, la demanda agraria total para la DHGB asciende a 306,867 hm³/año. La Tabla 33 muestra las predicciones de evolución de la demanda agraria para los escenarios 2021 y 2033 para cada uno de los SE y para el conjunto de la DHGB.

Tabla 33. Evolución de la demanda agraria en los escenarios 2021 y 2027

	Demanda agraria (hm ³)		
	Actual	2021	2027
DHGB	306,9	287,9	287,8
SE Guadalete	224,8	212,0	212,0
SE Barbate	82,1	75,9	75,8

Fuente: Elaboración propia a partir de Junta de Andalucía, 2015d

4.3.2.3. Demanda industrial

Los usos industriales son aquellos que comprende la industria manufacturera. No entran por tanto dentro de esta categoría las actividades extractivas, las energéticas ni las relativas a la construcción.

En la DHGB no existen demandas energéticas satisfechas con recursos propios y todas las demandas de la actividad industrial en la DHGB se satisfacen íntegramente a través de las redes de abastecimiento urbano. No hay por tanto Unidades de Demanda Industrial (UDI), como sí ocurre con la demanda urbana (UDU) y la agraria (UDA). Las demandas de esta actividad en la DHGB ascienden a 14,38 hm³/año, contando aquellas demandas de la industria de Sanlúcar de Barrameda y Trebujena, fuera del ámbito geográfico de la Demarcación pero conectadas a su red de abastecimiento y que suman 1,093 hm³/año.

4.3.2.4. Demanda energética

En la DHGB se pueden diferenciar dos tipos de aprovechamiento energético del agua: el hidroeléctrico y el térmico. Por un lado, el uso hidroeléctrico utiliza la energía potencial del agua tras superar un salto de agua (una presa) para hacer girar unas turbinas y producir energía eléctrica. Se considera un uso no consuntivo y lo utilizado retorna completamente al ecosistema. En la DHGB existen tres instalaciones de aprovechamiento hidroeléctrico, aunque en la actualidad no se encuentra en funcionamiento ninguna de ellas (la central de Tablellina no ha funcionado nunca). Dado que se considera que las necesidades hídricas de las centrales hidroeléctricas son nulas al tratarse de uso no consuntivo del agua, no se han identificado estas como Unidades de Demanda Energética (UDE) en la DHGB.

Tabla 34. Aprovechamientos hidroeléctricos de la DHGB

Central	Río	Municipio	Potencia (MW)	Caudal (m ³ /s)	Demanda (hm ³ /año)
Embalse de Bornos	Guadalete	Bornos	4640	15	233
Embalse de Los Hurones	Majaceite	Algar	5.430	12,5	105
Tablellina	Canal de Tablellina	Arcos de la Frontera	–	–	–

Fuente: Elaboración propia a partir de Junta de Andalucía, 2015d

En cuanto al aprovechamiento térmico del agua, esta se puede utilizar para refrigerar centrales térmicas y nucleares, en las que el agua se emplea para absorber el calor residual o para la refrigeración de centrales termosolares y la generación de energía a partir de otra fuente de energía renovable como es la biomasa. Puesto que en el proceso se produce una evaporación parcial del agua utilizada, estos usos se consideran consuntivos y por tanto si se identifican como UDE. Además, la generación de electricidad a partir de la energía solar térmica de alta temperatura también requiere agua para su funcionamiento. En la DHGB hay una central de ciclo combinado de las cuatro que hay en la provincia de Cádiz. Concretamente, esta planta se encuentra en el municipio de Arcos de la Frontera y se abastece de las cuatro centrales térmicas de ciclo combinado que hay en la provincia de Cádiz, sólo una de ellas se encuentra dentro de la DHGB, concretamente en el término municipal de Arcos de la Frontera y se abastece con recursos del embalse del

Guadalacacín, mediante una concesión que le permite un uso máximo de 15,24 hm³/año, de los cuales debe devolver al río Majaceite (aguas abajado del embalse de Guadalacacín) 4,21 hm³/año (Junta de Andalucía, 2015d). Otro tipo de instalaciones energéticas presentes en la Demarcación que hacen un uso consuntivo del agua son las tres instalaciones energéticas que demandan recursos hídricos para su funcionamiento. Son las centrales termosolares de San José del Valle 1 y 2, ya en funcionamiento y la termosolar de San José del Valle 3, todavía en fase de construcción. La potencia de cada una de ellas es de 50 MW y la demanda aproximada según la IPH para instalaciones de este tipo es de 0,8 hm³/año. Además, en la DHGB existen dos centrales de cogeneración que se ubican en el municipio de Jerez de la Frontera. Este sistema implica la producción simultánea de dos o más tipos de energía. Normalmente las energías generadas son electricidad y calor, aunque puede ser también energía mecánica y calor (y/o frío) y de esta manera están integradas en los procesos productivos de las empresas Azucarera del Guadalete y Portal Azucarera Ebro.

Tabla 35. Unidades de demanda energética consideradas en el modelo del sistema Guadalete-Barbate

Tipo	Central	Municipio	Potencia (MW)	Demanda actual (hm ³ /año)	Demanda 2021 (hm ³ /año)	Demanda 2033 (hm ³ /año)	Retornos (hm ³ /año)	Origen del agua
Ciclo Combinado	Iberdrola Generación	Arcos de la Frontera	1.619	15,24	15,24	15,24	4,21	Guadalacacín
Termosolar	San José del Valle 1	San José del Valle	50	0,8	0,8	0,8		Masas de agua subyacentes
	San José del Valle 2	San José del Valle	50	0,8	0,8	0,8		Masas de agua subyacentes
	San José del Valle 3	San José del Valle	50	0	0,8	0,8		Masas de agua subyacentes
Cogeneración	Azucarera Guadalete	Jerez de la Frontera	14,175	0,14	0,14	0,14		Masas de agua subyacentes
	Azucarera del Ebro	Jerez de la Frontera	21,52	0,22	0,22	0,22		Masas de agua subyacentes
Total			1.805	17	18	18		

Fuente: Elaboración propia a partir de Junta de Andalucía, 2015d

4.3.2.5. Otros usos

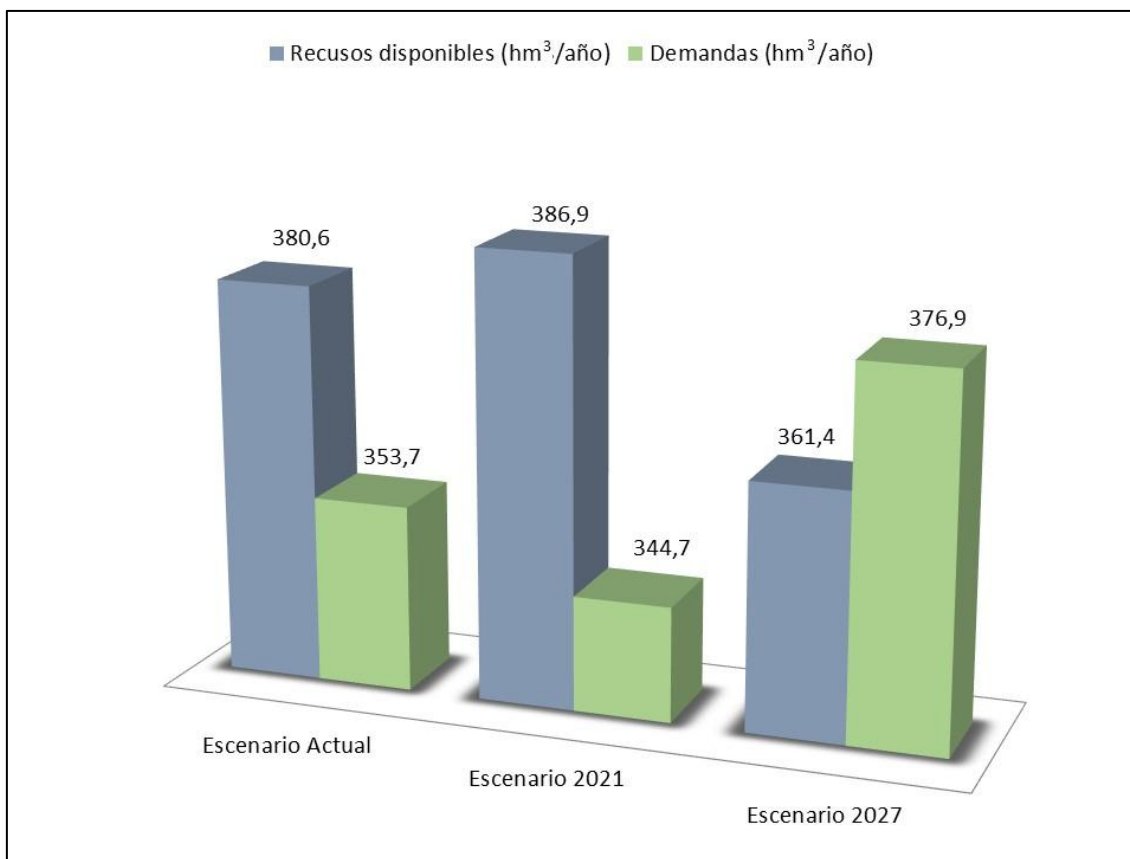
En la DHGB existen en la actualidad ciento una instalaciones de acuicultura. Dos de ellas utilizan recursos continentales, concretamente se trata de dos explotaciones piscícolas trucheras emplazadas en la masa de agua superficial del río El Bosque, en los términos de Benamahoma y El Bosque. La demanda de agua total de estas dos instalaciones es de 13,78 hm³/año, sin embargo el nivel de retorno es prácticamente del 100 %, por lo que

puede ser considerado como un uso no consuntivo. El resto de instalaciones se localizan sobre masas de agua costeras o de transición y también presentan retornos del 100 %.

De todos los usos recreativos y de ocio relacionados con las masas de agua de la DHGB como la navegación recreativa, el buceo, la pesca recreativa, el baño y el golf, solo el último se considera que presenta un uso consuntivo de recursos hídricos. En la actualidad existen quince campos de golf en la DHGB —catorce de ellos dentro de los límites geográficos de la Demarcación y uno más en Sanlúcar de Barrameda que se abastece con recursos de la misma—. En total suponen una superficie de 1040 ha y una demanda estimada de 6,240 hm³/año de los cuales solo el 25 % (1,56 Hm³) tienen su origen en la reutilización de aguas residuales, mientras el resto se riegan con recursos superficiales y subterráneos. En este sentido, el Decreto 43/2008, de 12 de febrero, regulador de las condiciones de implantación y funcionamiento de campos de golf en Andalucía, considera que para los escenarios futuros todos los campos de golf de la DHGB serán regados con agua reutilizada. Además, hay seis campos de golf que todavía no están en funcionamiento pero se prevé que lo estén en el siguiente ciclo de planificación (2021-2027), lo que aumentará la demanda de recursos hídricos en 2,34 Hm³. Por el carácter consuntivo de este uso, el Plan Hidrológico considera los campos de golf como Unidades de Demanda Recreativa (UDR) a efectos de los sistemas de explotación y balances.

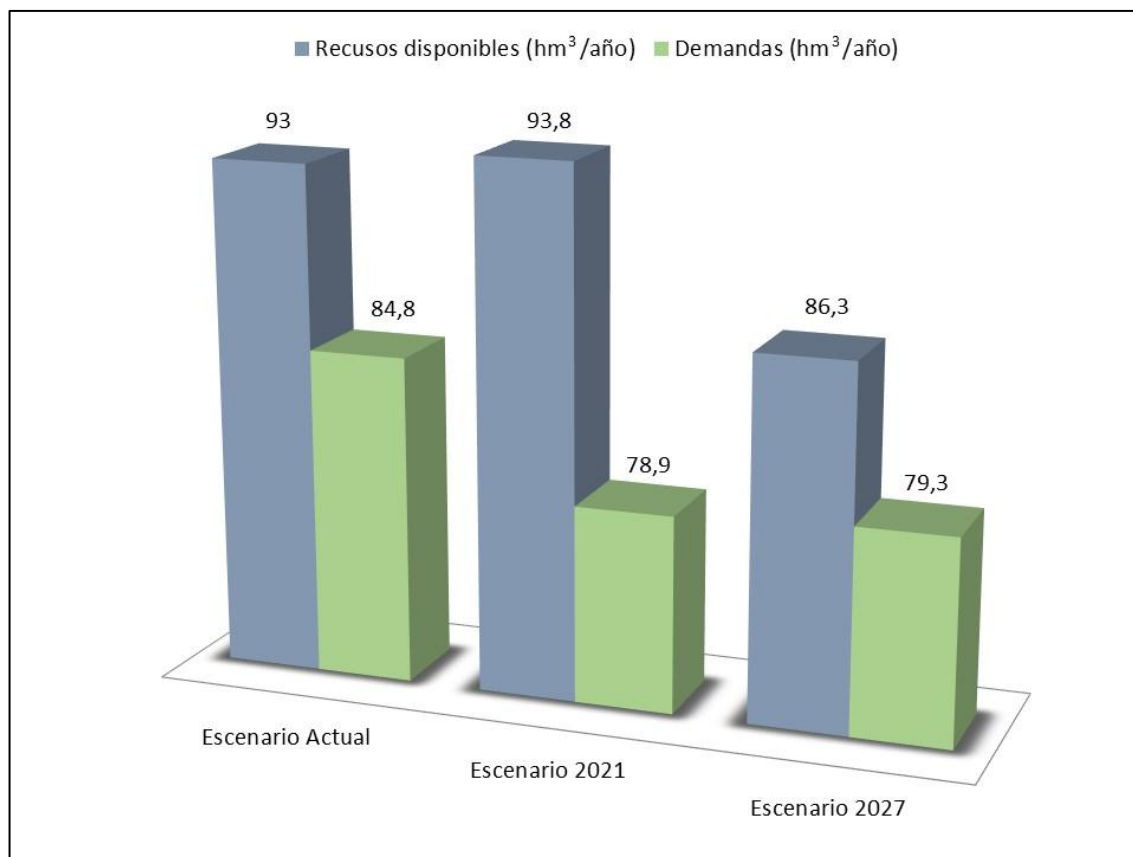
4.3.3. Balances actuales y escenarios futuros

Una vez conocidos los recursos hídricos disponibles y las demandas consuntivas en cada uno de los SE y en el conjunto de la DHGB, en este apartado se presentan a modo de conclusión los balances hídricos generados por la relación entre recursos y demandas, y las previsiones de su evolución para los escenarios futuros 2021 y 2027. A modo de conclusión, en las Figuras 45, 46 y 47 se presentan los datos de disponibilidad del recurso y demandas consuntivas para cada uno de los SE Gauadalete Barbate y para el conjunto de la DHGB, respectivamente.

Figura 45. Balance hídrico del SE Guadalete para los escenarios Actual, 2021 y 2027

Fuente: Elaboración propia a partir de Junta de Andalucía, 2015d

Como se observa en la Figura 46, el SE Guadalete presenta una disposición de recursos hídricos en el escenario actual que permite satisfacer las demandas existentes con ciertos niveles de garantía. En el escenario 2021, se espera un aumento de la capacidad de garantía para la satisfacción de las demandas debido al aumento previsto de los recursos disponibles y a la disminución de las demandas prevista como mejora de los sistemas de mejora de eficiencia de riego. Sin embargo, como consecuencia de la disminución de los recursos disponibles de aproximadamente el 8 % debido a los efectos del cambio climático y al aumento de las demandas previsto para el escenario 2027, el SE Guadalete presentará una situación de déficit de recursos para satisfacer las demandas de aproximadamente $15,5 \text{ hm}^3$.

Figura 46. Balance hídrico del SE Barbate para los escenarios Actual, 2021 y 2027

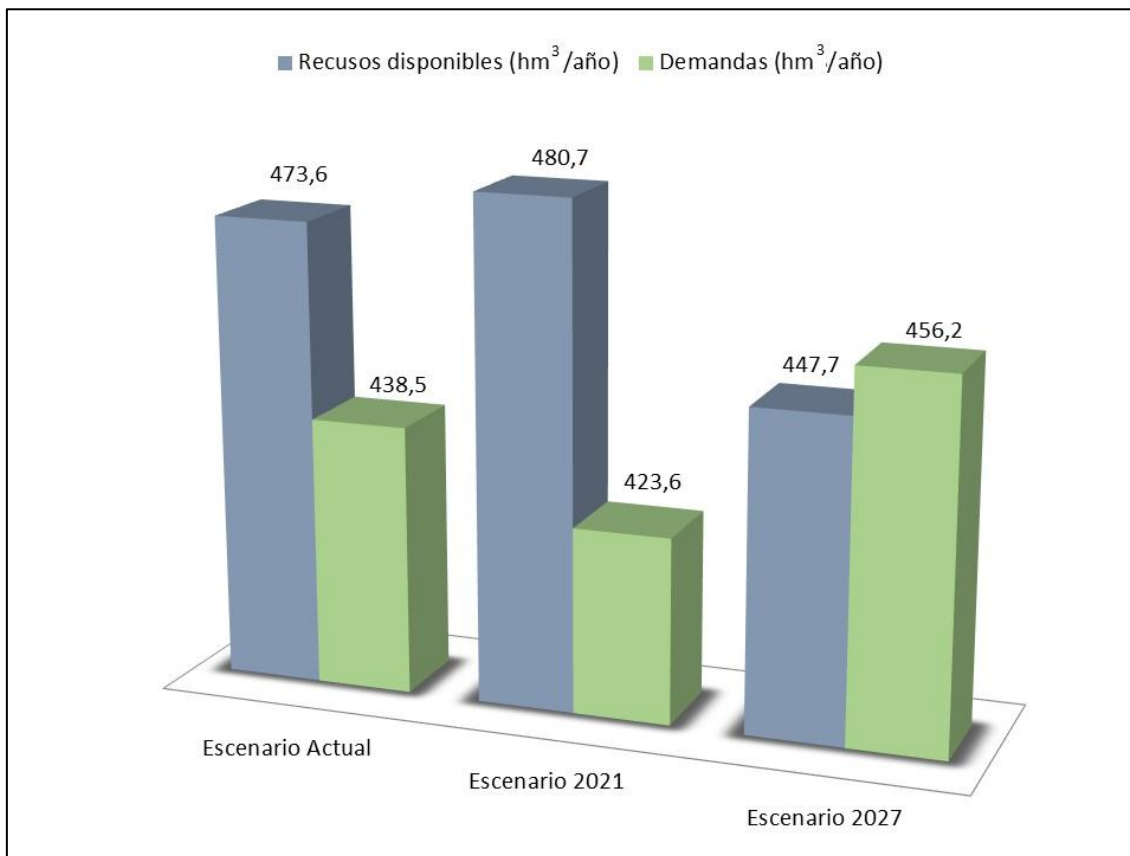
Fuente: Elaboración propia a de Junta de Andalucía, 2015d

En el SE Barbate, los recursos disponibles superan las demandas consuntivas de agua en todos los escenarios y por tanto, a diferencia del SE Guadalete, se considera que hay garantía para la satisfacción de las demandas en todos los escenarios temporales. Pese a que también se estima un descenso del 8 % en los recursos disponibles, no se prevé una situación de déficit estructural en el escenario 2027, aunque la diferencia entre la disponibilidad de recursos y el volumen de las demandas se reduce considerablemente.

Los resultados obtenidos para el balance entre los recursos disponibles y las demandas para el conjunto de la DHGB se presentan en la Figura 47. En ella se observan las mismas tendencias que se aprecian en los balances de los SE para el escenario actual, donde la disponibilidad de recursos garantiza la satisfacción de las demandas y en el escenario 2021, donde se aumenta la garantía, al aumentar los recursos disponibles y disminuir las demandas. Para el escenario 2027, los resultados obtenidos para el balance del SE Barbate compensan y amortiguan en cierta manera los valores deficitarios

obtenidos para el SE Guadalete en el escenario 2027, aunque no lo suficiente para evitar la situación de déficit en dicho horizonte de casi 9 Hm³.

Figura 47. Balance hídrico de la DHGB para los escenarios Actual, 2021 y 2027



Fuente: Elaboración propia a partir de Junta de Andalucía, 2015d

En cualquier caso, para todos los escenarios territoriales y temporales analizados, la ratio de explotación del recurso respecto a los recursos disponibles supera el 80 %, lo que genera una situación de elevada vulnerabilidad a la aparición de una sequía para poder satisfacer las demandas.

Capítulo 5

Resultados y análisis

En este capítulo se presentan los principales resultados obtenidos al aplicar la metodología propuesta en el ámbito de la cuenca piloto DHGB y al combinar las distintas técnicas, herramientas y fuentes de información que han sido descritas en secciones anteriores.

La presentación de los resultados se realiza en distintas fases. En primer lugar, con el objetivo de dar respuesta a los retos teóricos y metodológicos de esta Tesis, se presentan, calculan y normalizan los indicadores de vulnerabilidad a la sequía en la DHGB de forma que se puedan calcular los pesos relativos de cada uno de los componentes de la vulnerabilidad: exposición, sensibilidad y capacidad de adaptación. Posteriormente, se realiza su integración para obtener los índices correspondientes a estos tres componentes que, a su vez, permiten calcular el **Índice de Vulnerabilidad a la Sequía (IVS)**. Por último, se presenta el **análisis de la estructura de la vulnerabilidad** y el **análisis de las dimensiones de la vulnerabilidad**, como ya se avanzó en el capítulo 3 de esta Tesis, para avanzar en el conocimiento de las causas concretas que determinan los valores de vulnerabilidad a la sequía en la DHGB.

5.1. Indicadores de vulnerabilidad a la sequía

Para agilizar la lectura y el análisis de los resultados, los indicadores se presentan en función de los diferentes componentes de la vulnerabilidad —exposición, sensibilidad y capacidad de adaptación—, agrupados por factores.

Puesto que el análisis se hace en una única cuenca piloto y no ofrece la posibilidad de comparar resultados entre cuencas, la representación espacial de los resultados carece de sentido. Por ello, los datos se presentan en tablas en las que se representa el valor obtenido para cada indicador y el valor de dicho indicador normalizado. Estos resultados se presentan para cada uno de los horizontes temporales utilizados por la planificación —actual, 2021 y 2027— cuando sea aplicable. Para aquellos indicadores que sea aplicable, se representarán en primer lugar los resultados obtenidos para las distintas UDU y UDA, y después se presentarán los resultados para cada Sistema de Explotación (SE) y para el conjunto de la Demarcación Hidrográfica Guadalete-Barbate (DHGB).

5.1.1. Indicadores de exposición

En el capítulo 2, se han introducido los diferentes indicadores de sequía y escasez de agua más utilizados en la literatura especializada y se ha presentado la principal característica de cada uno de ellos. En el capítulo 3 se ha justificado la utilización del *Standardized Precipitation Evaporation Index* (SPEI) y se ha descrito su metodología de cálculo y los criterios establecidos para su normalización e introducción en el cálculo del IVS. En este apartado se presentan los principales resultados para cada uno de los SE y para el conjunto de la DHGB.

5.1.1.1. *Standardized Precipitation-Evapotranspiration Index (SPEI)*

Para el cálculo de este indicador se han obtenido los datos del Global SPEI Database, del Instituto Pirenaico de Ecología y de la Estación Experimental de Aula Dei, del Consejo Superior de Investigaciones Científicas (CSIC), donde los desarrolladores del índice (Vicente Serrano *et al.*, 2010), ofrecen las series ya calculadas para el punto del planeta y a la escala SPEI que se necesite (<http://sac.csic.es/spei/>). Concretamente se han obtenido los datos correspondientes al valor de SPEI 12 para dos puntos concretos, uno localizado en la cuenca del Guadalete (36,25⁰, -5,75⁰) y otro en la cuenca del Barbate (36,25⁰, -5,25⁰).

Se han considerado como períodos secos aquellos en los que el valor de SPEI 12 es negativo para 12 o más meses consecutivos. Una vez identificados dichos periodos secos se ha calculado su duración y su intensidad, esta última mediante el valor máximo alcanzado por el SPEI en dicho período (Tabla 36).

Tabla 36. Periodos secos, duración e intensidad máxima de los periodos secos de cada SE en función de los valores de SPEI 12

	Inicio de secuencia	Fin de secuencia	Duración secuencia	Intensidad máxima de secuencia
1	enero 1954	enero 1955	12	-1,06
2	noviembre 1966	octubre 1967	12	-0,69
3	noviembre 1973	febrero 1975	17	-0,99
4	enero 1980	febrero 1984	50	-2,28
5	noviembre 1985	diciembre 1986	14	-1,21
6	marzo 1992	enero 1994	24	-1,02
7	marzo 1994	diciembre 1995	22	-2,27
8	noviembre 1998	diciembre 2000	26	-2,15
9	octubre 2001	octubre 2002	12	-0,32
10	octubre 2004	noviembre 2008	50	-2,45
11	octubre 2011	marzo 2013	17	-2,14
12	sptiembre 2013	marzo 2016	31	-0,78
1	febrero 1952	marzo 1953	14	-0,72
2	mayo 1953	junio 1954	15	0,89
3	agosto 1966	noviembre 1967	15	-1,19
4	junio 1973	noviembre 1975	30	-1,73
5	enero 1980	abril 1984	52	-2,31
6	marzo 1985	octubre 1987	32	-1,04
7	diciembre 1988	noviembre 1989	12	-0,75
8	abril 1994	diciembre 1995	21	-2,56
9	noviembre 1998	diciembre 1995	26	-1,92
10	octubre 2001	septiembre 2002	12	-1,03
11	octubre 2004	septiembre 2008	48	-1,59
12	diciembre 2011	febrero 2013	15	-2,42
13	octubre 2013	marzo 2016	30	-0,76

Fuente: Elaboración propia a partir de *Global SPEI Database*

A partir de los datos obtenidos de duración e intensidad se ha calculado un indicador de valores entre 0 y 1 para poder integrarlo en el cálculo de IVS. Para la normalización de la duración se ha calculado la duración media de los periodos secos de cada uno y en función de esta se ha aplicado un valor entre 0-1 (Tabla 37).

Tabla 37. Normalización del valor de duración de periodos secos

Duración media periodos secos	Valor (0-1)
Entre 1 y 2 años	0,25
Entre 2 y 3 años	0,50
Entre 3 y 4 años	0,75
Más de 4 años	1

Fuente: Elaboración propia

Para el cálculo de la intensidad primero se han caracterizado los periodos secos, para lo que se ha adoptado el criterio establecido en la mayoría de los PES de las Demarcaciones Hidrográficas españolas, entre ellas la DHGB, para el análisis de los valores del SPI con las probabilidades de ocurrencia (Agnew, 1999), establecidos para el caso concreto de la DHGB (Tabla 38).

Tabla 38. Umbrales considerados para la caracterización de SPEI

Intensidad de sequía	Valor de SPEI 12	Probabilidad de ocurrencia
Extrema	$\text{SPEI} \leq -1,19$	<50 % de los años
Severa	$-1,04 < \text{SPEI} \leq -1,19$	<20 % de los años
Moderada	$-0,79 < \text{SPEI} \leq -1,04$	<10 % de los años
Leve o inexistente	$-0,5 < \text{SPEI} < 0,79$	<5 % de los años

Fuente: Podestá *et al.*, 2015

Para su normalización se ha calculado el porcentaje de periodos secos que alcanzan la intensidad de sequía severa o extrema en cada uno de los sistemas (Tabla 39):

Tabla 39. Resultado del indicador de exposición en cada uno de los SE

	Duración			Intensidad			Valor indicador Exposición (0-1)
	Duración media (meses)	Duración media (años)	Valor (0-1)	Nº periodos severa o extrema	Valor (%)	Valor (0-1)	
SE Guadalete	23,92	1,99	0,25	7	58,3	0,583	0,417
SE Barbate	24,77	2,06	0,5	8	61,5	0,615	0,558

Fuente: Elaboración propia

Para el cálculo del indicador a escala de DHGB se calcula la media de los valores obtenidos para cada uno de los SE, que en este caso es 0,47.

5.1.2. Indicadores de Sensibilidad

La práctica totalidad de indicadores propuestos para caracterizar la sensibilidad frente al riesgo de sequía se pueden calcular para todas las escalas utilizadas en el análisis (UDU, UDA, SE y DHGB). La sensibilidad es, de hecho, el único componente de la vulnerabilidad para el que existe información relevante a escala de UDA y UDU.

En este apartado, se presentan los resultados obtenidos para cada uno de los indicadores seleccionados y el valor de estos tras su normalización. En el caso en que sea aplicable se presentarán en primer lugar los datos obtenidos para cada una de las UD y después los datos obtenidos para los SE y la DHGB.

En la tabla siguiente se muestra un resumen de las diferentes escalas (espaciales y temporales) para las que es aplicable el cálculo de cada uno de los indicadores seleccionados.

Tabla 40. Relación de variables e indicadores de sensibilidad y escalas territoriales y temporales de aplicación

Factor	Variable	Indicador	Escala territorial				Escala temporal		
			UDU	UDA	SE	DH	Actual	2021	2027
Población	Población	1 Población equivalente (hab)	X		X	X	X	X	X
	Densidad de población	2 Densidad de población (hab/ Km ²)	X		X	X	X	X	X
	Incremento población estacional	3 Incremento de población estacional (%)	X		X	X	X	X	X
	Crecimiento poblacional	4 Tasa crecimiento anual (%)	X		X	X	X	X	X
	Personas sin acceso a suministro	5 Personas sin acceso a suministro (%)	X		X	X	X	X	X
Demanda y usos del agua	Demanda relativa agraria	6 Demanda relativa agraria (%)			X	X	X	X	X
	Demanda doméstica	7 Demanda doméstica neta (l/heq/ día)	X		X	X	X	X	X
	Balance hídrico	8 Water Exploitation Index (%)			X	X	X	X	X
	Eficiencia sistemas riego	9 Eficiencia sistemas de riego (%)			X	X	X	X	X
	Demandas netas por tipos de cultivo	10 Demandas neta por tipos de cultivo (hm ³ /año)			X	X	X		
	Pérdidas en redes agrarias	11 Pérdidas en redes urbanas (%)	X		X	X	X	X	X
	Pérdidas en redes urbanas	12 Pérdidas en redes agrarias (%)			X	X	X	X	X
Origen del recurso	Secano	13 Superficie relativa secano (%)			X	X	X		
	Estado masas de agua (DMA)	14 Indicador estado masas de agua (entre 0 y 1)	X	X	X	X	X	X	X
	Origen del agua	15 Indicador origen del recurso (0-1)	X	X	X	X	X	X	X
Relevancia socio-económica	Relevancia social por sector	17 N° relativo de ocupados de sector (%)	X		X	X	X		
	Relevancia económica por sector	18 VAB del sector (%)	X		X	X	X		

Fuente: Elaboración propia

5.1.2.1. Factor población

Los datos de **población equivalente (PE)** a escala de UDU se han obtenido directamente de la información facilitada en el Plan Hidrológico de Demarcación (PHD). Para el cálculo de los valores de población equivalente a escala de SE se han agrupado los valores de las distintas UDU según su pertenencia a un SE o a otro y para el cálculo de los valores a escala de DHGB se han integrado los valores de todas las UDU.

El PDH calcula en primer lugar la población estacional, partiendo de los datos obtenidos a través del INE sobre el número de viviendas principales y secundarias, la composición de los hogares y el número de plazas hoteleras y de apartamentos, plazas de camping, datos de pernoctaciones e índices de ocupación. Respecto al número de viviendas, el PHD establece una de tasa de variación interanual en el en la DHGB para el escenario tendencial 2021 del 1,65 % (1,19 % para las viviendas principales y del 3,40 % para viviendas secundarias).

Respecto a la composición de los hogares, el PH establece en base a los datos del INE unos valores medios resultantes de 2,65 habitantes por vivienda en la DHGB en el año 2012 y mantiene esta composición en horizontes futuros (2021 y 2033). Respecto a la ocupación hotelera, el PHD calcula las tendencias de crecimiento de las plazas turísticas en los últimos años y considera el mismo grado de ocupación que presentaban en el año 2012 los diferentes tipos de establecimientos. Para la estimación del escenario 2021 se ha estimado la tasa de crecimiento entre 2005-2012 y para el horizonte se ha supuesto un crecimiento anual igual a la mitad del empleado para el periodo 2012-2021 y se han obtenido resultados para cada una de las UDU, que posteriormente se han agrupado en SE y DHGB. A partir de esta información, la población estacional asociada de las viviendas secundarias y los establecimientos turísticos se transforma en población equivalente a la permanente. Estos resultados son lo que se considera como indicador de la población. Los datos de población equivalente de cada una de las UDU de la DHGB se muestran en la Tabla siguiente, donde también pueden verse los valores normalizados.

Tabla 41. Valores de población equivalente para cada UDU

UDU	Población equivalente (hab)			Valor normalizado (0-1)		
	Actual	2021	2033	Actual	2021	2033
1 ZG ETAP Cuartillos	380.179	437.795	545.875	0,60	0,69	0,86
2 ETAP Montañés	480.829	537.444	632.562	0,76	0,85	1,00
3 ZG Vejer-Barbate	40.705	43.779	49.909	0,06	0,07	0,08
4 Alcalá de los Gazules	5.820	5.863	5.897	0,01	0,01	0,01
5 Algar	1.543	1.572	1.616	0,00	0,00	0,00
6 San José del Valle	4.601	4.845	5.279	0,00	0,01	0,01
7 Medina-Paterna	16.769	19.548	22.575	0,02	0,03	0,03
8 Tarifa	17.417	26.919	32.446	0,03	0,04	0,05
9 Benalup	8.306	8.032	8.895	0,01	0,01	0,01
10 Masb Setenil	9.483	8.328	8.352	0,01	0,01	0,01
11 Olvera-Torre Albáquime	7.332	9.483	9.483	0,01	0,01	0,01
12 Masb Sierra Lijar	7.332	7.555	7.956	0,01	0,01	0,01
13 Masb Grazalema-Prado del Rey	32.917	33.765	35.488	0,05	0,05	0,05
14 Masb Arcos-Villamartín	57.118	61.549	68.892	0,09	0,09	0,11
15 Puerto Serrano	7.233	7.565	8.031	0,01	0,01	0,01
16 Pruna	2.911	3.007	3.352	0,00	0,00	0,00
17 Jerez desde Tempul	15.036	16.960	19.896	0,02	0,02	0,03

Fuente: Elaboración propia a partir de Juna de Andalucía, 2015d

Las UDU con mayor población equivalente en el escenario actual son 2. *ETAP Montañés* y 1. *ZG ETAP Cuartillos*, que concentran los núcleos más grandes de la DHGB. Para el escenario 2021 los incrementos más importantes de población equivalente se presentan en la UDU 8. *Tarifa*, donde se espera un incremento del 54 % y en la UDU 11. *Olvera-Torre Albáquime*, donde el incremento esperado de la población equivalente es del 29 % respecto a los valores actuales. En relación al horizonte 2033 la UDU 8. *Tarifa* presenta un incremento esperado del 86 % respecto a los valores actuales. En el caso de la UDU 11. *Torre Albáquime* este incremento se estanca y no presenta variaciones importantes respecto al incremento esperado en 2021.

Los datos a escala de SE se han obtenido agrupando los valores de población equivalente de cada una de las UDU en función del SE al que pertenece. Los resultados para el conjunto de la DHGB son la suma de los valores de todas las UDU. Sí presentan importantes incrementos de población equivalente para este horizonte las UDU 1. *ZG ETAP Cuartillo*, 2. *ETAP Montañés*, 7. *Medina-Paterna* y 17. *Jerez desde Tempul* con incrementos esperados de 43,6 %, 31,6 %, 34,6 % y 32,3 % respectivamente en relación a la población equivalente actual. Los valores obtenidos a escala de SE y DHGB se presentan en la Tabla 42.

Tabla 42. Valores de población equivalente para cada SE y para el conjunto de la DHGB

	Población equivalente (hab)			Valor normalizado (0-1)		
	Actual	2021	2033	Actual	2021	2033
DHGB	1.095.531	1.234.009	1.466.504	0,74	0,84	1,00
SE Guadalete	1.078.114	1.207.090	1.434.058	0,73	0,82	0,98
SE Barbate	17.417	26.919	32.446	0,00	0,01	0,01

Fuente: Elaboración propia a partir de Juna de Andalucía, 2015d

En el caso de los SE, la mayor parte de la población equivalente se concentra en el SE Guadalete; sin embargo, los incrementos esperados son mucho mayores en el Sistema Barbate para ambos horizontes temporales (54 % para 2021 y 86 % para 2033 respecto a los valores actuales). Esto es porque el SE Barbate está compuesto únicamente por la UDU 8. *Tarifa* que, como ya se ha visto, presenta los mayores incrementos en ambos horizontes. El incremento esperado a nivel de DHGB es de 12 % para el horizonte 2021 y de 33 % para el horizonte 2033.

Para el cálculo de la **densidad de población (DP)** se han tomado los datos facilitados por el PHD sobre población permanente de cada una de las UDU para el horizonte actual, para lo que utiliza el Padrón 2012. Para la estimación de los datos poblacionales en los horizontes 2021 y 2033, el PHD establece unas estimaciones en función de la tasa de crecimiento anual obtenida a partir de los datos de población del INE para el periodo 2001-2012. Concretamente, la tasa de crecimiento anual para dicho periodo se sitúa en 8,7 % y la estimación del PHD es que aumentará en un 1,06 % para el horizonte 2021 y un 1,09 % para el horizonte 2033. En este punto se ha hecho una corrección para ajustar la población en aquellas UDU que comparten algún municipio atribuyendo el porcentaje de población y superficie establecido en el PHD a cada UDU (Tabla 43).

Tabla 43. Valores de densidad de población para cada una de las UDU

UDU	Población permanente (hab)			Superficie (Km ²)	Densidad población (hab/Km ²)			Densidad población (0-1)		
	Actual	2021	2033		Actual	2021	2033	Actual	2021	2033
1 ZG ETAP Cuartillos	337.225	376.467	436.250	1669,25	202,02	225,53	261,35	0,23	0,26	0,30
2 ETAP Montañés	436.378	484.047	561.626	669,47	651,83	723,03	838,91	0,77	0,86	1,00
3 ZG Vejer-Barbate	35.742	36.922	38.560	406,79	87,86	90,76	94,79	0,09	0,10	0,10
4 Alcalá de los Gazules	5.500	5.500	5.500	479,90	11,46	11,46	11,46	0,00	0,00	0,00
5 Algar	1.467	1.467	1.467	27,13	54,07	54,07	54,07	0,05	0,05	0,05
6 San José del Valle	4.447	4.599	4.810	223,87	19,86	20,54	21,49	0,01	0,01	0,01
7 Medina-Paterna	16.316	18.869	20.827	501,84	32,51	37,60	41,50	0,03	0,03	0,04
8 Tarifa	17.205	20.085	23.310	419,56	41,01	47,87	55,56	0,04	0,04	0,05
9 Benalup	8.189	7.767	8.585	60,74	134,81	127,86	141,33	0,15	0,14	0,16
10 Masb Setenil	9.303	8.189	8.189	129,05	72,09	63,45	63,45	0,07	0,06	0,06
11 Olvera-Torre Alháquime	7.166	9.303	9.303	210,98	33,97	44,09	44,09	0,03	0,04	0,04
12 Masb Sierra Lijar	7.166	7.327	7.549	185,68	38,59	39,46	40,66	0,03	0,03	0,04
13 Masb Grazelema-Prado del Rey	31.608	31.970	32.488	500,54	63,15	63,87	64,91	0,06	0,06	0,06
14 Masb Arcos-Villamartín	31.608	59.655	65.271	917,44	34,45	65,02	71,14	0,03	0,06	0,07
15 Puerto Serrano	7.196	7.528	7.995	79,88	90,08	94,24	100,08	0,10	0,10	0,11
16 Pruna	2.836	2.836	2.836	100,65	28,18	28,18	28,18	0,02	0,02	0,02
17 Jerez desde Tempul	14.833	16.703	19.569	83,24	178,19	200,65	235,08	0,20	0,23	0,27

Fuente: Elaboración propia

Los valores más elevados de densidad de población se localizan en la UDU 2. *ETAP Montañés* en los diferentes escenarios considerados con valores muy por encima de los observados en el resto de UDU.

Tabla 44. Valores de densidad de población para cada SE y para el conjunto de DHGB

	Población permanente (hab)			Superficie (Km ²)	Densidad población (hab/Km ²)			Valor normalizado (0-1)		
	Actual	2021	2033		Actual	2021	2033	Actual	2021	2033
DHGB	974.185	1.099.234	1.254.135	6666,03	146,14	164,90	188,14	0,67	0,79	0,94
SE Guadalete	956.980	1.079.149	1.230.825	6246,46	153,20	172,76	197,04	0,72	0,84	1,00
SE Barbate	17.205	20.085	23.310	419,56	41,01	47,87	55,56	0,00	0,04	0,09

Fuente: Elaboración propia

Los valores del indicador de **incremento por población estacional (IPE)** son el resultado de expresar en porcentaje el valor de la población equivalente respecto a la población permanente. Como se ha explicado para los dos primeros indicadores, los datos necesarios se obtienen directamente de los datos facilitados por el PHD a escala de UDU (Tabla 45), para posteriormente agruparse en SE y DHGB (Tabla 46).

Tabla 45. Valores de incremento de población estacional para cada UDU

UDU	Incremento poblacional estacional (%)			Valores normalizados (0-1)		
	Actual	2021	2033	Actual	2021	2033
1 ZG ETAP Cuartillos	11,3	14,0	20,1	0,11	0,14	0,20
2 ETAP Montañés	9,2	9,9	11,2	0,09	0,10	0,11
3 ZG Vejer-Barbate	12,2	15,7	22,7	0,12	0,16	0,23
4 Alcalá de los Gazules	5,5	6,2	6,7	0,05	0,06	0,07
5 Algar	4,9	6,7	9,2	0,05	0,07	0,09
6 San José del Valle	3,3	5,1	8,9	0,03	0,05	0,09
7 Medina-Paterna	2,7	3,5	7,7	0,03	0,03	0,08
8 Tarifa	1,2	25,4	28,2	0,01	0,25	0,28
9 Benalup	1,4	3,3	3,5	0,01	0,03	0,03
10 Masb Setenil	1,9	1,7	2,0	0,02	0,02	0,02
11 Olvera-Torre Alháquime	2,3	1,9	1,9	0,02	0,02	0,02
12 Masb Sierra Lijar	2,3	3,0	5,1	0,02	0,03	0,05
13 Masb Grazalema-Prado de	4,0	5,3	8,5	0,04	0,05	0,08
14 Masb Arcos-Villamartín	2,2	3,1	5,3	0,02	0,03	0,05
15 Puerto Serrano	0,5	0,5	0,4	0,01	0,00	0,00
16 Pruna	2,6	5,7	15,4	0,03	0,06	0,15
17 Jerez desde Tempul	1,4	1,5	1,6	0,01	0,02	0,02

Fuente: Elaboración propia a partir de Junta de Andalucía, 2015d

En el horizonte actual las UDU que presentan mayor aumento poblacional debido a la población estacional son la UDU 1. *ZG ETAP Cuartillos* con un aumento del 11,3 % y la UDU 3. *ZG Vejer-Barbate* con un aumento del 12,2 %. Estas UDU están compuestas por municipios costeros que concentran la demanda turística del DHGB, por lo que es previsible que el aumento de estas demandas se concentre en los meses estivales. En los horizontes 2021 y 2033, estas UDU se mantienen a la cabeza en cuanto a aumento poblacional estacional se refiere, pero destacan los incrementos de la UDU 8. *Tarifa* y la UDU 16. *Pruna*. En el caso de Tarifa, y si lo relacionamos con los datos de población equivalente, prácticamente el aumento de población equivalente en los horizontes 2021 y 2033 coincide con el aumento de población estacional. En cuanto a los SE, de nuevo los mayores incrementos en los horizontes 2021 y 2033 se observan en el SE Barbate debido al efecto de la UDU 8. *Tarifa*.

Tabla 46. Valores de incremento de población estacional para cada SE y para el conjunto de la DHGB

	Incremento poblacional estacional (%)			Valores normalizados (0-1)		
	Actual	2021	2033	Actual	2021	2033
DHGB	8,9	10,9	14,5	0,09	0,11	0,14
SE Guadalete	9,0	10,6	14,2	0,09	0,11	0,14
SE Barbate	1,2	25,4	28,2	0,01	0,25	0,28

Fuente: Elaboración propia a partir Juna de Andalucía, 2015

El PHD calcula **tasa de crecimiento anual (r)** para el conjunto la población de la DHGB en el periodo 2001-2012 obteniendo un resultado de 8,7 %. Además, el PHD realiza una estimación de cómo evolucionará en los escenarios 2021 y 2033, asumiendo un aumento de 1,06 % respecto al valor de 2012 para el escenario 2021 y un aumento del 1,09 % respecto al valor de 2012 para el escenario 2033.

Puesto que el PDH realiza estas estimaciones para el conjunto de la DHGB, no pueden establecerse las diferencias entre UDU y entre SE para este indicador. Para corregir esta falta de información, se han recopilado los datos de población total de cada uno de los municipios de la DHGB desde el año 2001 hasta el año 2012 a través de los diferentes Padrones municipales elaborados por el INE. Posteriormente se ha realizado una agregación por UDU para cada uno de los años (en función de la pertenencia de los distintos municipios a cada UDU) para obtener la población total de cada UDU en cada uno de los años del periodo 2001-2012. Una vez que los datos han sido agregados en UDU, se ha calculado la tasa de crecimiento anual para cada una de ellas. Para la estimación del valor de la tasa de crecimiento anual en los horizontes 2021 y 2033, se han asumido los mismos valores de incremento que pronostica el PH para el conjunto de la Demarcación (1,06 % respecto al valor de 2012 para el escenario 2021 y 1,09 % respecto al valor de 2012 para el escenario 2027).

Tabla 47. Tasa de crecimiento anual para cada una de las UDU de la DHGB

UDU	Tasa de crecimiento anual (%)			Valor normalizado (0-1)		
	Actual	2021	2033	Actual	2021	2033
1 ETAP Cuartillos	11,7	12,4	13,6	0,12	0,12	0,14
2 ETAP Montañés	8,0	8,5	9,2	0,08	0,08	0,09
3 Vejer -Barbate	5,3	5,6	6,1	0,05	0,06	0,06
4 Alcala de los Gazules	-0,8	-0,9	-1,0	-0,01	-0,01	-0,01
5 Algar	-15,3	-16,2	-17,6	-0,15	-0,16	-0,18
6 San Jose del Valle	3,0	3,2	3,4	0,03	0,03	0,03
7 Medina Paterna	9,0	9,6	10,4	0,09	0,10	0,10
8 Tarifa	12,5	13,3	14,5	0,13	0,13	0,14
9 Benalup	13,1	13,8	15,1	0,13	0,14	0,15
10 Msub Setenil	-1,2	-1,3	-1,4	-0,01	-0,01	-0,01
11 Olvera, Torre Alhaquime	-0,8	-0,9	-0,9	-0,01	-0,01	-0,01
12 Msub Lijar	1,7	1,8	2,0	0,02	0,02	0,02
13 Msub Grazalema Prado del Rey	-0,5	-0,5	-0,5	0,00	0,00	-0,01
14 Msub Arcos Villamartin	7,6	8,1	8,8	0,08	0,08	0,09
15 Puente Serrano	5,3	5,6	6,1	0,05	0,06	0,06
16 Pruna	-12,0	-12,7	-13,9	-0,12	-0,13	-0,14
17 Jerez desde Tempul	13,1	13,9	15,2	0,13	0,14	0,15

Fuente: Elaboración propia a partir de INE

A simple vista se puede observar la tendencia de las UDU compuestas por municipios costeros a aumentar la población con tasas de crecimiento anual positivas (1. ZG ETAP Cuartillos, 2. ETAP Montañés, 3. ZG Vejer Barbate, 8. Tarifa, etc.), mientras que en muchos de las UDU de interior se observan tasas de crecimiento anual negativas (5. Algar, 11. Olvera Torre Albáquime, 10. Msub Setenil, 13. Msub Grazalema-Prado del Rey, etc.). Estas tendencias se mantienen en los horizontes temporales 2021 y 2033. Los resultados obtenidos para cada uno de los SE y para el conjunto de la DHGB se presentan en la Tabla 48.

Tabla 48. Tasa de crecimiento anual para cada SE y para el conjunto de la DHGB

	Tasa de crecimiento anual (%)			Valor normalizado (0-1)		
	2012	2021	2033	Actual	2021	2033
DHGB	8,7	9,2	10,1	0,09	0,09	0,10
SE Guadalete	8,6	9,1	10,0	0,09	0,09	0,10
SE Barbate	12,5	13,3	14,5	0,13	0,13	0,14

Fuente: Elaboración propia a partir de Junta de Andalucía, 2015a

Los resultados a efectos de SE y DHGB están más equilibrados debido fundamentalmente a que el efecto de la tasa de crecimiento anual de la UDU 8. Tarifa no es tan importante como el efecto de la población equivalente o el aumento de la población estacional.

El cálculo de indicador **número de personas sin acceso a suministro (PSAS)** se ha calculado en base a la información del Censo de Población y Viviendas (INE, 2011). Concretamente se ha realizado una consulta utilizando la herramienta de creación de tablas a medida para los municipios de la provincia de Cádiz en la que se ha relacionado el número de personas residentes en viviendas principales con el tipo de sistema de suministro en su vivienda (público, privado o sin suministro). Una vez obtenido el número de personas residentes en viviendas principales de cada municipio que no tienen sistema de suministro en su vivienda se han agrupado en las distintas UDU y se ha obtenido el porcentaje respecto al total de la población residente en viviendas principales.

Tabla 49. Valores para el número de personas sin acceso a suministro de agua potable en sus hogares para cada UDU

UDU	Población permanente	Agua corriente por abastecimiento público	Agua corriente por abastecimiento privado o particular del edificio	No tiene agua corriente	% sin agua corriente	Valor normalizado (0-1)
1 ZG Cuartilos	336.343	321.378	14.464	490	0,15	0,001
2 ETAP Montañés	434.796	401.655	29.133	4004	0,92	0,009
3 ZG Vejer-Barbate	35.670	30.725	4.505	445	1,25	0,012
4 Alcalá de los Gazules	5.515	5.440	50	25	0,45	0,005
5 Algar	1.500	1.500	0	0	0,00	0,000
6 San José del Valle	4.445	4.215	135	100	2,25	0,022
7 Medina-Paterna	17.395	16.985	350	55	0,32	0,003
8 Tarifa	17.635	16.720	870	45	0,26	0,003
9 Benalup	7.225	7.170	55	0	0,00	0,000
10 Masb Setenil	8.180	7.725	460	0	0,00	0,000
11 Olvera-Torre Alháquime	9.265	9.200	55	5	0,05	0,001
12 Masb Sierra Lijar	7.075	6.700	270	105	1,48	0,015
13 Masb Grazalema-Prado del Rey	33.085	32.240	740	115	0,35	0,003
14 Masb Arcos-Villamartín	55.735	54.250	1.305	180	0,32	0,003
15 Puerto Serrano	7.195	7.125	55	10	0,14	0,001
16 Pruna	2.795	2.740	35	20	0,72	0,007
17 Jerez desde Tempul	14.791	14.007	758	25,9	0,18	0,002

Fuente: Elaboración propia a partir de INE, 2011

Los resultados de este indicador muestran valores bajos para todas las UDU, ya que el acceso a suministro al agua es un problema que, a excepción de algunos casos concretos y muy puntuales, está resuelto en España. En consecuencia, esos bajos valores se observan también si aumentamos la escala y analizamos los resultados a escala de SE y DHGB (Tabla 50).

Tabla 50. Valores para el número de personas sin acceso a suministro de agua potable en sus hogares para cada SE y para el conjunto de la DHGB

	Población permanente	Agua corriente por abastecimiento o público	Agua corriente por abastecimiento privado o particular del edificio	No tiene agua corriente	Sin agua corriente (%)	Valor normalizado (0-1)
DHGB	998.645	939.775	53.240	5.625	0,18	0,002
SE Guadalete	981.010	923.055	52.370	5.580	0,57	0,006
SE Barbate	17.635	16.720	870	45	0,26	0,003

Fuente: Elaboración propia a partir de INE

A estas escalas el valor porcentual más alto se presenta en el SE Guadalete donde el número de personas sin acceso a suministro de agua en sus hogares apenas alcanza el 1%.

5.1.2.2. Factor usos y demandas de agua

Para el cálculo del **Water Exploitation Index (WEI+)** se han obtenido los datos del PH para cada uno de los SE y para el conjunto de la DHGB. Concretamente se ha comparado el conjunto de demandas consuntivas con el total de recursos disponibles para satisfacerlas. El cálculo de este indicador no es aplicable a escala de Unidad de Demanda.

Tabla 51. Valores del Índice de Estrés Hídrico (WEI +) para cada uno de los SE y para el conjunto de la DHGB

		Volumen (hm ³)			Valor WEI + (%)			Valor normalizado (0-1)		
		Actual	2021	2027	Actual	2021	2027	Actual	2021	2027
DHGB	Recursos disp.	473,6	480,7	447,7	92,6	88,1	101,9	0,93	0,88	1,00
	Demandas	438,5	423,6	456,2						
SE Guadalete	Recursos disp.	380,6	386,9	361,4	92,9	89,1	104,3	0,93	0,89	1,00
	Demandas	353,7	344,7	376,9						
SE Barbate	Recursos disp.	93,0	93,8	86,3	91,1	84,1	91,9	0,91	0,84	0,92
	Demandas	84,8	78,9	79,3						

Fuente: Elaboración propia a partir de Junta de Andalucía, 2015d

Lo primero que llama la atención es que, mientras que para las estimaciones poblacionales futuras el PHD utiliza los escenarios 2021 y 2033, para las estimaciones relacionadas con los datos hidrológicos utiliza los horizontes 2021 y 2027, de acuerdo a los escenarios de planificación. Respecto a los datos concretos del WEI+, en la tabla se observa una disminución del valor del índice en el horizonte 2021, que el PHD explica básicamente por el

mantenimiento de las demandas. En el horizonte 2027 sin embargo se prevé un aumento del estrés hídrico que, a excepción del caso de SE Barbate, se traduce en una situación de insuficiencia estructural de recursos para satisfacer las demandas. Esto se explica fundamentalmente por el descenso de los recursos disponibles que contempla en PHD como consecuencia del cambio climático de en torno al 8 % de acuerdo a la información facilitada por el CEDEX. El PHD reconoce cierta incertidumbre sobre el escenario 2027 y emplaza a realizar más estudios para poder estimar los balances. Esta cifra deficitaria es cuanto menos alarmante, más aún cuando el PHD solo tiene en cuenta la disminución de los recursos hídricos disponibles como consecuencia del cambio climático, pero no tiene en cuenta la repercusión que este puede tener sobre la calidad de las masas de agua y sobre el aumento de la demanda debido al aumento de la evapotranspiración que producirá el aumento de las temperaturas pronosticado por los modelos del IPCC.

Para el cálculo de **abastecimiento neto doméstico (AND)** se ha partido también de los datos suministrados por el PHD. El PHD ofrece datos de abastecimiento neto urbano, que incluye abastecimiento urbano y abastecimiento industrial. Para caracterizar la demanda el PDH establece la diferencia entre: a) Agua suministrada: total de agua captada o desembalsada; b) Agua registrada: total de agua suministrada a redes de distribución registrada por contadores (incluye consumos no facturados, consumos domésticos industriales y comerciales); c) Agua no registrada: es la diferencia entre el agua suministrada y el agua registrada. Se refiere a errores de subcontrato, volumen de fugas, acometidas fraudulentas. Aquí se agrupan las pérdidas aparentes (consumos autorizados que no se miden ni facturan, principalmente para satisfacer diversos usos municipales, los consumos no autorizados y las imprecisiones de los contadores) y las pérdidas reales (que se refieren a las fugas en la red de distribución y en las acometidas, las fugas y vertidos en los depósitos) y d) Volumen de agua de consumo doméstico y su distribución temporal: volumen registrado exclusivamente doméstico. Sin embargo, en las fichas correspondientes a cada una de las UDU, el PHD caracteriza las demandas en función del volumen captado, el volumen de pérdidas, el volumen servido y el volumen finalmente consumido (Tabla 52).

Tabla 52. Volúmenes captados y consumidos para consumo doméstico de cada por cada una de las UDU

UDU			Vol. Captado (hm3)	Vol. pérdidas (hm3)	Vol. servido (hm3)	Vol. consumido (hm3)	Vol. retorno (hm3)
1	ZG ETAP Cuartillos	Actual	38,077	5,712	32,365	25,135	30,461
		2021	41,932	6,29	35,642	27,782	33,546
		2027	50,272	7,541	42,731	33,528	40,217
2	ETAP Montañés	Actual	48,286	7,243	41,043	30,354	38,629
		2021	51,799	7,77	44,029	32,703	41,439
		2027	58,154	8,723	49,431	36,938	46,524
3	ZG Vejer- Barbate	Actual	3,19	0,342	2,848	2,329	2,552
		2021	3,505	0,379	3,126	2,557	2,804
		2027	4,106	0,456	3,65	2,986	3,285
4	Alcalá de los Gazules	Actual	0,524	0,079	0,445	0,364	0,419
		2021	0,549	0,082	0,467	0,382	0,439
		2027	0,588	0,088	0,5	0,409	0,47
5	Algar	Actual	0,191	0,029	0,162	0,133	0,153
		2021	0,196	0,029	0,167	0,136	0,157
		2027	0,204	0,031	0,174	0,142	0,163
6	San José del Valle	Actual	0,409	0,061	0,347	0,284	0,327
		2021	0,444	0,067	0,377	0,308	0,355
		2027	0,503	0,076	0,428	0,35	0,403
7	Medina- Paterna	Actual	1,6	0,24	1,36	1,112	1,28
		2021	1,741	0,261	1,48	1,21	1,393
		2027	1,995	0,299	1,696	1,387	1,596
8	Tarifa	Actual	1,923	0,288	1,635	1,337	1,539
		2021	2,24	0,336	1,904	1,558	1,792
		2027	2,738	0,411	2,327	1,904	2,191
9	Benalup	Actual	0,637	0,096	0,542	0,443	0,51
		2021	0,707	0,106	0,601	0,492	0,566
		2027	0,808	0,121	0,687	0,562	0,646
10	Masb Setenil	Actual	0,774	0,103	0,672	0,549	0,619
		2021	0,801	0,106	0,695	0,569	0,641
		2027	0,844	0,111	0,732	0,599	0,675
11	Olvera-Torre Alháuquime	Actual	0,708	0,071	0,638	0,522	0,567
		2021	0,753	0,075	0,677	0,554	0,602
		2027	0,825	0,082	0,742	0,607	0,66
12	Masb Sierra Lijar	Actual	0,705	0,108	0,599	0,49	0,564
		2021	0,736	0,11	0,626	0,512	0,589
		2027	0,808	0,121	0,687	0,562	0,646
13	Masb Grazalema- Prado del Rey	Actual	3,18	0,565	2,682	2,682	3,048
		2021	4,129	0,61	3,519	2,908	3,303
		2027	4,667	0,686	3,519	3,291	3,734
14	Masb Arcos- Villamartín	Actual	4,898	0,754	4,144	3,39	3,918
		2021	5,382	0,827	4,555	3,726	4,305
		2027	6,181	0,948	5,234	4,281	4,945
15	Puerto Serrano	Actual	0,592	0,089	0,503	0,411	0,473
		2021	0,633	0,095	0,538	0,44	0,506
		2027	0,694	0,104	0,59	0,483	0,555
16	Pruna	Actual	0,259	0,04	0,229	0,187	0,216
		2021	0,29	0,043	0,246	0,201	0,232
		2027	0,336	0,05	0,286	0,234	0,269
17	Jerez desde Tempul	Actual	1,35	0,202	1,147	0,938	1,08
		2021	1,493	0,224	1,269	1,038	1,195
		2027	1,779	0,267	1,512	1,237	1,423

Fuente: Adaptado de Junta de Andalucía, 2015d

El PHD establece las demandas brutas para uso doméstico por habitante equivalente y día. Para ello utiliza los datos de volumen captado en cada una de las UDU, el porcentaje de estos que se utilizan para el abastecimiento del consumo doméstico (Tabla 53) y la población equivalente de cada una de las UDU. Sin embargo, este cálculo que realiza el PDH no tiene en cuenta las pérdidas reales (porque, como se ha indicado, las aparentes no se contabilizan en el PHD). Con el objetivo de corregir este defecto, se aplica el mismo cálculo sobre el volumen realmente consumido, con el que se puede hacer una estimación de los consumos netos en litros por habitante equivalente y día (l/heq/día) en cada una de las UDU que se acerca mucho más a la realidad que lo establecido en el PDH.

Tabla 53. Distribución del abastecimiento urbano de cada una de las UDU

UDU	Doméstico	Industrial	Otros
1 ZG ETAP Cuartillos	80,0	13,0	7,0
2 ETAP Montañés	85,0	12,0	3,0
3 ZG Vejer-Barbate	85,0	11,0	4,0
4 Alcalá de los Gazules	79,0	19,0	2,0
5 Algar	87,0	11,0	2,0
6 San José del Valle	82,0	17,0	1,0
7 Medina-Paterna	88,0	11,0	1,0
8 Tarifa	80,0	10,0	10,0
9 Benalup	83,0	13,0	4,0
10 Masb Setenil	84,0	15,0	1,0
11 Olvera-Torre Alháquime	76,0	23,0	1,0
12 Masb Sierra Lijar	83,0	17,0	0,0
13 Masb Grazalema-Prado del Rey	64,0	34,0	2,0
14 Masb Arcos-Villamartín	86,0	13,0	1,0
15 Puerto Serrano	90,0	10,0	0,0
16 Pruna	79,0	21,0	0,0
17 Jerez desde Tempul	76,0	14,0	10,0

Fuente: Elaboración propia a partir Juna de Andalucía, 2015d

En la tabla siguiente se muestran los resultados obtenidos de demanda neta para uso doméstico para cada uno de los cálculos. Además, se completan los cálculos de este indicador para los horizontes temporales 2021 y 2027, que en el PHD no han sido considerados teniendo en cuenta la población equivalente para dichos escenarios.

Tabla 54. Valores de demanda neta doméstica para cada uno de las UDU

			Población equivalente	Vol. Consumido (uso doméstico) (hm3)	Demanda neta (l/heq/día)	Valor normalizado (0-1)
1	ZG ETAP Cuartillos	Actual	380.179	20,11	144,9	0,275
		2021	437.795	22,23	139,1	0,208
		2027	545.875	26,82	134,6	0,156
2	ETAP Montañés	Actual	480.829	25,80	147,0	0,300
		2021	537.444	27,80	141,7	0,238
		2027	632.562	31,40	136,0	0,171
3	ZG Vejer- Barbate	Actual	40.705	1,98	133,2	0,139
		2021	43.779	2,17	136,0	0,172
		2027	49.909	2,54	139,3	0,210
4	Alcalá de los Gazules	Actual	5.820	0,29	135,4	0,164
		2021	5.863	0,30	141,0	0,230
		2027	5.897	0,32	150,1	0,336
5	Algar	Actual	1.543	0,11	203,1	0,954
		2021	1.572	0,12	203,8	0,963
		2027	1.616	0,12	207,0	1,000
6	San José del Valle	Actual	4.601	0,23	138,7	0,203
		2021	4.845	0,25	142,8	0,251
		2027	5.279	0,29	148,9	0,323
7	Medina-Paterna	Actual	16.769	0,98	159,9	0,450
		2021	19.548	1,06	149,2	0,326
		2027	22.575	1,22	148,1	0,313
8	Tarifa	Actual	17.417	1,07	168,3	0,548
		2021	26.919	1,25	126,9	0,065
		2027	32.446	1,52	128,6	0,086
9	Benalup	Actual	8.306	0,37	121,3	0,000
		2021	8.032	0,41	139,3	0,210
		2027	8.895	0,47	143,7	0,261
10	Masb Setenil	Actual	9.483	0,46	133,2	0,139
		2021	8.328	0,48	157,2	0,419
		2027	8.352	0,50	165,1	0,510
11	Olvera-Torre Alháquime	Actual	7.332	0,40	148,2	0,314
		2021	9.483	0,42	121,6	0,004
		2027	9.483	0,46	133,3	0,140
12	Masb Sierra Líjar	Actual	7.332	0,40	150,1	0,336
		2021	7.555	0,42	152,2	0,361
		2027	7.956	0,46	158,7	0,436
13	Masb Grazalema- Prado del Rey	Actual	32.917	1,72	142,9	0,252
		2021	33.765	1,86	151,0	0,347
		2027	35.488	2,11	162,6	0,482
14	Masb Arcos- Villamartín	Actual	57.118	2,92	139,8	0,216
		2021	61.549	3,20	142,6	0,249
		2027	68.892	3,68	146,4	0,293
15	Puerto Serrano	Actual	7.233	0,37	140,1	0,220
		2021	7.565	0,40	143,4	0,258
		2027	8.031	0,43	148,3	0,315
16	Pruna	Actual	2.911	0,15	139,0	0,207
		2021	3.007	0,16	144,7	0,273
		2027	3.352	0,18	151,1	0,348
17	Jerez desde Tempul	Actual	15.036	0,71	129,9	0,100
		2021	16.960	0,79	127,4	0,072
		2027	19.896	0,94	129,5	0,095

Fuente: Elaboración propia

Los valores para cada uno de los sistemas de explotación y para el conjunto de la DHGB se presentan en la siguiente tabla.

Tabla 55. Valores de demanda neta doméstica para cada uno de las UDU

		Población equivalente (hab)	Vol. Consumido (uso doméstico) (hm ³)	Abastecimiento neto doméstico (l/heq/día)	Valor normalizado (0-1)
DHGB	Actual	1.095.531	58,06	145,2	0,443
	2021	1.234.009	63,32	140,6	0,331
	2027	1.466.504	73,47	137,3	0,251
SE Guadalete	Actual	1.078.114	56,99	144,8	0,434
	2021	1.207.090	62,07	140,9	0,339
	2027	1.434.058	71,95	137,5	0,256
SE Barbate	Actual	17.417	1,07	168,3	1,000
	2021	26.919	1,25	126,9	0,000
	2027	32.446	1,52	128,6	0,043

Fuente: Elaboración propia

Llama la atención cómo el SE Barbate presenta el resultado más alto de demanda neta por habitante en el periodo actual y sin embargo presenta el valor más bajo en los escenarios 2021 y 2027. Esto solo puede explicarse porque el PHD prevé un aumento de la población equivalente en la UDU 8. *Tarifa*, pero no prevé el aumento proporcional en la demanda. Si hacemos un análisis más detallado de la evolución prevista del crecimiento de la población equivalente y del volumen consumido (de uso doméstico) se observa que para el SE Guadalete, el crecimiento de ambas variables guarda cierta proporción (se prevé un aumento del 11,8 % en la población equivalente y un 8 % en el volumen consumido para el escenario 2021 y un aumento del 18 % y 15 % respectivamente para el escenario 2027). Lo mismo ocurre si analizamos los datos para el conjunto de la DHGB (donde se prevé un aumento de población equivalente de 12 % y un aumento de volumen consumido de 8 % en el escenario 2021 y unos incrementos de 18 % y 16 %). Sin embargo, en el SE Barbate el incremento de población equivalente es mucho mayor al incremento previsto en el consumo doméstico, especialmente en el horizonte 2021 donde se prevé un aumento de población estacional del 54 % y un aumento del volumen consumido solo del 16 %. En el escenario 2021 el incremento estimado de población equivalente es del 20 % y el de consumo doméstico del 22 %.

El indicador de **demanda relativa del sector agrícola (DRA)** es un factor explicativo de cómo la evolución de este sector, y concretamente del regadío, aumenta la presión sobre los

recursos hídricos haciendo el sistema más vulnerable. Para el cálculo de este indicador se utilizan los datos facilitados en el PHD sobre la demanda de agua de los diferentes usos para cada SE y para la DHGB en cada uno de los escenarios considerados (actual, 2021 y 2027). En la Tabla 56 se muestra la demanda (en hm^3) del sector agrario y la demanda relativa del sector. Como referencia, también se ha incluido en el valor total de la demanda de todos los usos consuntivos del agua.

Tabla 56. Valores de demanda relativa del sector agrario para cada SE y para el conjunto de la DHGB

		Demanda (hm^3)			Demanda agraria relativa (%)			Valor normalizado (0-1)		
		Actual	2021	2027	Actual	2021	2027	Actual	2021	2027
DHGB	Agraria	306,9	287,9	287,8	70,0	68,0	62,0	0,70	0,68	0,62
	Total	438,5	423,6	464,0	100,0	100,0	100,0	1,00	1,00	1,00
SE Guadalete	Agraria	224,8	212,0	212,0	63,6	61,5	56,2	0,64	0,61	0,56
	Total	353,7	344,7	376,9	100,0	97,4	100,0	1,00	0,97	1,00
SE Barbate	Agraria	82,1	75,9	75,8	96,8	96,2	95,6	0,97	0,96	0,96
	Total	84,8	78,9	79,3	100,0	100,0	100,0	1,00	1,00	1,00

Fuente: Elaboración propia a partir del Junta de Andalucía, 2015d

En la DHGB el sector agrícola supone el 70 % del total de la demanda de recursos hídricos consuntivos, algo por debajo de la media nacional, que se sitúa en torno al 80 %. Este valor varía si bajamos a la escala de SE, donde se puede ver que el SE Guadalete, pese a concentrar la mayoría de las zonas regables de la DHGB, presenta unos valores de demanda agrícola relativa inferior, mientras que en el SE Barbate, con solo una zona regable, la demanda agrícola concentra prácticamente la totalidad de la demanda consuntiva de recursos hídricos. Esto se debe en gran medida a que la demanda urbana de la DHGB se concentra básicamente en el SE Guadalete y sin embargo es muy pequeña en el SE Barbate.

El indicador **pérdidas en redes urbanas (PRU)** se refiere únicamente a las pérdidas reales (las fugas en la red de distribución y en las acometidas, y a las fugas y vertidos en los depósitos), pero no se tienen en cuenta las pérdidas aparentes, puesto que el plan no hace alusión a estas. De los datos de volúmenes que facilita el PHD y que ya han sido presentados en la Tabla 54, podría interpretarse que la diferencia entre el volumen servido y el volumen consumido se debe precisamente a las pérdidas aparentes, sin embargo, el PHD no especifica a qué se refiere ni a que se debe la diferencia establecida entre el volumen servido y el volumen consumido. Los valores de pérdidas reales en valores absolutos y porcentajes de cada una de las UDU se presentan en la siguiente tabla.

Tabla 57. Pérdidas reales en cada una de las UDU de la DHGB

	Vol. Captado (hm ³)			Vol. Pérdidas (hm ³)			Pérdidas (%)			Valores normalizados (0-1)		
	Actual	2021	2027	Actual	2021	2027	Actual	2021	2027	Actual	2021	2027
1 ZG Cuartilos	38,08	41,93	50,27	5,71	6,29	7,54	15,0	15,0	15,0	0,15	0,15	0,15
2 ETAP Montañes	48,29	51,80	58,15	7,24	7,77	8,72	15,0	15,0	15,0	0,15	0,15	0,15
3 ZG Vejer-Barbate	3,19	3,51	4,11	0,34	0,38	0,46	10,7	10,8	11,1	0,11	0,11	0,11
4 Alcalá de los Gazules	0,52	0,55	0,59	0,08	0,08	0,09	15,1	14,9	15,0	0,15	0,15	0,15
5 Algar	0,19	0,20	0,20	0,03	0,03	0,03	15,2	14,8	15,2	0,15	0,15	0,15
6 San José del Valle	0,41	0,44	0,50	0,06	0,07	0,08	14,9	15,1	15,1	0,15	0,15	0,15
7 Medina-Paterna	1,60	1,74	2,00	0,24	0,26	0,30	15,0	15,0	15,0	0,15	0,15	0,15
8 Tarifa	1,92	2,24	2,74	0,29	0,34	0,41	15,0	15,0	15,0	0,15	0,15	0,15
9 Benalup	0,64	0,71	0,81	0,10	0,11	0,12	15,1	15,0	15,0	0,15	0,15	0,15
10 Masb Setenil	0,77	0,80	0,84	0,10	0,11	0,11	13,3	13,2	13,2	0,13	0,13	0,13
11 Olvera-Torre Alháquime	0,71	0,75	0,83	0,07	0,08	0,08	10,0	10,0	9,9	0,10	0,10	0,10
12 Masb Sierra Lijar	0,71	0,74	0,81	0,11	0,11	0,12	15,3	14,9	15,0	0,15	0,15	0,15
13 Masb Grazalema-Prado del Rey	3,18	4,13	4,67	0,57	0,61	0,69	17,8	14,8	14,7	0,18	0,15	0,15
14 Masb Arcos-Villamartin	4,90	5,38	6,18	0,75	0,83	0,95	15,4	15,4	15,3	0,15	0,15	0,15
15 Puerto Serrano	0,59	0,63	0,69	0,09	0,10	0,10	15,0	15,0	15,0	0,15	0,15	0,15
16 Pruna	0,26	0,29	0,34	0,04	0,04	0,05	15,4	14,8	14,9	0,15	0,15	0,15
17 Jerez desde Tempul	1,35	1,49	1,78	0,20	0,22	0,27	15,0	15,0	15,0	0,15	0,15	0,15

Fuente: Elaboración propia a partir del Junta de Andalucía, 2015d

Prácticamente todas las UDU presentan unos valores de pérdidas en redes similares, en torno al 15 %, mientras que los valores más bajos se encuentran en la UDA 11. *Olvera-Torre Alháquime* y son de aproximadamente el 10 %. Los valores a escala de SE y DHGB se presentan en la Tabla 58.

Tabla 58. Pérdidas reales en cada uno de los SE y para el conjunto de la DHGB

	Vol. Captado (hm ³)			Vol. Pérdidas (hm ³)			Perdidas (%)			Valores normalizados (0-1)		
	Actual	2021	2027	Actual	2021	2027	Actual	2021	2027	Actual	2021	2027
DHGB	107,30	117,33	135,50	16,02	17,41	20,12	14,93	14,84	14,84	0,15	0,15	0,15
SE Guadalete	105,38	115,09	132,76	15,73	17,07	19,70	14,93	14,84	14,84	0,15	0,15	0,15
SE Barbate	1,92	2,24	2,74	0,29	0,34	0,41	14,98	15,00	15,01	0,15	0,15	0,15

Fuente: Elaboración propia a partir del Junta de Andalucía, 2015d

Debido a la homogeneidad de los resultados obtenidos para las UDA, ni los SE ni el conjunto de la DHGB presentan diferencias ni espaciales ni temporales.

Respecto a las **pérdidas en redes agrarias (PRA)**, el cálculo se realiza para cada una de las UDA respecto al volumen total captado (Tabla 59).

Tabla 59. Pérdidas en redes agrarias en cada una de las UDA de la DHGB

UDA	Vol. Captado (hm ³)			Vol. Pérdidas (hm ³)			Pérdidas (%)			Valor normalizado (0-1)		
	Actual	2021	2027	Actual	2021	2027	Actual	2021	2027	Actual	2021	2027
1 Costas Noroeste	46,65	43,61	43,61	12,21	9,50	9,50	26,18	21,77	21,77	0,26	0,22	0,22
2 Costas Noroeste ARU	7,30	6,85	6,85	1,92	1,49	1,49	26,30	21,77	21,77	0,26	0,22	0,22
3 Conil -Chiclana- Puerto Real	6,93	6,62	6,62	0,92	0,03	0,03	13,32	0,42	0,42	0,13	0,00	0,00
4 Bajo Guadalete	14,13	12,31	12,31	4,20	1,76	1,76	29,70	14,29	14,29	0,30	0,14	0,14
5 Guadalcaén	66,55	63,67	63,67	23,68	16,62	16,62	35,59	26,10	26,10	0,36	0,26	0,26
6 Campiña de Jerez	27,98	27,04	27,04	3,31	2,41	2,41	11,83	8,91	8,91	0,12	0,09	0,09
7 Bornos Margen Izda	10,19	8,70	8,70	3,47	1,56	1,56	34,10	17,87	17,87	0,34	0,18	0,18
8 San Andrés y Buena Vista	1,70	1,55	1,55	0,30	0,07	0,07	17,78	4,78	4,78	0,18	0,05	0,05
9 Coto de Bornos	3,51	3,19	3,19	1,30	0,83	0,83	37,18	26,02	26,02	0,37	0,26	0,26
10 Villamartín	25,78	24,69	24,69	6,89	4,56	4,56	26,72	18,47	18,47	0,27	0,18	0,18
11 Guadalporcún	4,57	4,56	4,56	0,42	0,19	0,19	9,26	4,06	4,06	0,09	0,04	0,04
12 Sierra de Grazalema	1,03	1,02	1,02	0,08	0,02	0,02	7,83	1,76	1,76	0,08	0,02	0,02
13 Barbate	82,06	75,88	75,88	9,62	3,74	3,74	11,72	4,93	4,93	0,12	0,05	0,05
14 Monte Algaida	5,58	5,18	5,18	1,31	0,65	0,65	23,50	12,55	12,55	0,24	0,13	0,13
15 Sanlúcar - Chipiona	1,00	0,93	0,93	0,24	0,12	0,12	23,45	12,58	12,58	0,23	0,13	0,13

Fuente: Elaboración propia a partir del Junta de Andalucía, 2015d

Los valores más altos de pérdidas en redes agrarias en el escenario actual se localizan en la UDA 4. *Guadalete* (30 %), en la UDA 5. *Guadalcaén* (36 %), UDA 7. *Bornos margen izquierda* (34 %), y en la UDA 9. *Coto de Bornos* (37 %), alcanzando en todos los casos el 30 % de pérdidas. En los horizontes 2021 y 2027 se prevé una importante reducción de estas pérdidas en prácticamente la totalidad de UDA de la DHGB. Los resultados obtenidos para cada uno de los SE y para el conjunto de la DHGB se presentan en la Tabla 60.

Tabla 60. Pérdidas en redes agrarias en cada uno de los SE y en el conjunto de la DHGB

	Vol. Captado (hm ³)			Vol. Pérdidas (hm ³)			Pérdidas (%)			Valor normalizado (0-1)		
	Actual	2021	2027	Actual	2021	2027	Actual	2021	2027	Actual	2021	2027
DHGB	304,95	285,79	285,79	69,88	43,53	43,53	22,91	15,23	15,23	0,23	0,15	0,15
SE Guadalete	222,89	209,91	209,91	60,26	39,79	39,79	27,04	18,95	18,95	0,27	0,19	0,19
SE Barbate	82,06	75,88	75,88	9,62	3,74	3,74	11,72	4,93	4,93	0,12	0,05	0,05

Fuente: Elaboración propia a partir del Junta de Andalucía, 2015d

Las mayores pérdidas se concentran en el SE Guadalete porque es donde se localizan la mayoría de las UDA de la Demarcación. El SE Barbate solo comprende la UDA 13. *Barbate*, cuyos valores de pérdidas se encuentran entre los más bajos de la DHGB en los tres horizontes temporales (12 % en el escenario actual, 5 % en 2021 y 5 % en 2027).

El indicador de **demanda neta por cultivos (DNC)** hace referencia a la demanda neta total de cada UDA, SE y de la DHGB en función de la distribución de los distintos cultivos. Para

su cálculo se han obtenido por un lado los datos de la superficie de cada uno de los cultivos del PHD (Tabla 61).

Tabla 61. Distribución de cultivos en cada una de las UDA en (%)

	Superficie total (ha)	Algodón	Arroz	Maíz	Girasol	Extensivos de invierno	Cítricos	Frutales	Hortalizas aire libre	Invernaderos	Fresa y similares	Remolacha azucarera	Tubérculos	Olivar	Otros
1 Costa Noroeste	8503,7	12,07	0	9,4	2	13,14	0	0	28,43	10,14	0	13,39	4,49	0	6,95
2 CostasNoroeste ARU	1136,0	12,07	0	9,4	2	13,14	0	0	28,43	10,14	0	13,39	4,49	0	6,95
3 Conil -Chiclana- Puerto Real	1923,8	3,44	0	2,53	6,08	12,81	0	0	53,14	0	0	2,4	0	9,02	10,59
4 Bajo Guadalete	2702,9	42,09	0	4,07	0	0	0	0	14,2	0	0	14,55	4,33	0	20,77
5 Guadalcaín	12243,0	30,5	0	15,4	10,25	5,49	0	2,6	4,89	0,13	0	7,38	8,22	0	15,16
6 Campiña de Jerez	7279,2	11,09	0	3,18	6,65	23,6	1,2	2,12	9,24	0,41	0	10,83	15,62	7,63	7,43
7 Bornos Margen Izda	1991,1	14,19	0	9,94	4,97	14	2,49	2,49	5,52	0,17	0	13,75	13,62	1,93	16,93
8 San Andrés y Buena Vista	418,3	13,98	0	6,4	7,87	17,19	0,91	0	17,65	0,13	1,69	14,65	6,81	4,15	8,57
9 Coto de Bornos	624,9	35,5	0	5	12,14	15	0	0	24,24	0	0	8,13	0	0	0
10 Villamartín	6062,1	11,02	0	9,44	12,39	12,09	0	0	12,17	0	0	8	13,83	3,74	17,32
12 Guadalporcún	1711,0	0,34	0	5,2	5,2	9,2	1,09	2,18	10,11	0,05	0	3,51	8,84	44,09	10,2
13 Sierra de Grazalema	316,0	3,32	0	0	0	11,76	0,91	18,15	35,59	1,81	0	0	0	6,58	21,88
14 Barbate	15582,0	17	25,13	8,5	14	18,8	3	0	7	0	0	4,36	0	0	2,08
15 Monte Algaida	1000,0	0	0	0	0	0	0	0,67	87,37	7,17	0	0	4,78	0	0
16 Sanlúcar - Chipiona	247,9	0	0	0	0	0	0	0,67	87,37	7,17	0	0	4,78	0	0

Fuente: Elaboración propia a partir del Junta de Andalucía, 2015d

Por otro lado, se han utilizado los datos estimados de demanda neta por cultivo establecidos por la Instrucción de Planificación Hidrológica (IPH) para cada uno de los cultivos. El cálculo de este indicador en los escenarios 2021 y 2033 no se puede realizar ya que se desconoce el mosaico de cultivos que habrá en la DHGB para dichos horizontes. Sin embargo, se puede aprovechar esa información para plantear diferentes escenarios y ver cómo cambiaría la demanda neta en un futuro si cambiamos el mapa de cultivos de las diferentes UDA.

Tabla 62. Dotaciones estimadas para los diferentes tipos de cultivo

Tipo de cultivo	Dotaciones estimadas (hm ³ /ha)
Algodón	4000
Arroz	8000
Maíz	5200
Girasol	2000
Extensivos de invierno	1500
Cítricos	5400
Frutales	4000
Frutales subtropicales	4000
Hortalizas aire libre	4000
Invernaderos	4500
Fresa y similares	5200
Remolacha azucarera	1500
Tubérculos	4000
Olivar	1500
Otros	1500

Fuente: Elaboración propia a partir de IPH

Así, los resultados de demanda neta obtenidos para cada una de las UDA se presentan en la Tabla 63 donde se puede observar que la UDA que mayor demanda neta presenta, en función del mosaico de cultivos es la UDA 13. *Barbate* (UDA 5. 65,96 hm³/año) y la UDA 5. *Guadalcacín* (40,14 hm³/año), que es además una de las que más pérdidas en redes presenta.

Tabla 63. Demandas netas por cultivo de cada una de las UDA

UDA	Demanda neta (hm ³ /año)	Valor normalizado (0-1)
1 Costas Noroeste	27,95	0,42
2 Costas Noroeste ARU	3,73	0,04
3 Conil -Chiclana- Puerto Real	5,85	0,08
4 Bajo Guadalete	8,56	0,12
5 Guadalcacín	40,16	0,60
6 Campiña de Jerez	19,27	0,28
7 Bornos Margen Izda	5,76	0,07
8 San Andrés y Buena Vista	1,19	0,00
9 Coto de Bornos	2,02	0,02
10 Villamartín	17,20	0,25
11 Guadalporcún	3,93	0,05
12 Sierra de Grazalema	0,95	0,00
13 Barbate	65,96	1,00
14 Monte Algaída	4,04	0,05
15 Sanlúcar - Chipiona	1,00	0,00

Fuente: Elaboración propia

El valor de la UDA 13. *Barbate* explica por qué el indicador de demanda relativa agraria es del 96 % en este SE, pues a pesar de solo tener una UDA, esta es la que más agua demanda de toda la DHGB. Al agrupar las diferentes UDA en los dos SE, se obtienen unos resultados de 141,60 hm³ para el SE Guadalete y de 65,96 hm³ en el SE Barbate, mientras que para el conjunto de la DHGB se obtiene un resultado de 207,56 hm³.

La incertidumbre sobre la evolución de los mercados y las modificaciones de la Política Agraria Común (PAC), entre otros factores, hacen difícil la estimación de unos valores fiables para este indicador en escenarios futuros. Esto dificulta el proceso de normalización de esta variable a estas escalas, al tener solo tres variables, insuficientes para aplicar la metodología de normalización $X_{max}X_{min}$ que se ha aplicado en el resto de indicadores. Por ello, este indicador no se contempla para su integración en el cálculo del IVS para las escalas de SE y DHGB. Además, a estas escalas se ha introducido el indicador de demanda relativa del sector

agrario (que no es aplicable a escala de UDA) y que en buena parte puede considerarse como una buena alternativa al indicador de demanda neta de cultivos.

El último indicador de este factor es la **eficiencia de los sistemas de riego (ESR)**, que se define en función del nivel de modernización de los diferentes sistemas de riego utilizados (gravedad, aspersión y localizado). En el PHD se facilitan los datos de superficie regada por cada tipo del sistema de riego y en la IPH se establecen las eficiencias medias de cada uno de los tres tipos de sistemas. En primer lugar, el indicador se calcula para cada una de las UDA y posteriormente se agrupan las diferentes UDA según el SE al que pertenecen y se obtienen los resultados de eficiencia de los sistemas de riego a nivel de SE y a nivel de DHGB. El PHD no prevé cambios, por lo que los datos actuales son válidos para los escenarios de 2021 y 2027

Tabla 64. Indicador de eficiencia de los sistemas de riego para cada una de UDA de la DHGB

UDA	Superficies (%)			Eficiencias IPH			Porcentaje eficiencia	Valor indicador (0-1)
	Gravedad	Aspersión	Localizado	Gravedad	Aspersión	Localizado		
1 Costas Noroeste	0,0	70,0	30,0	0,65	0,775	0,925	82	0,180
2 Costas Noroeste ARU	0,0	70,0	30,0	0,65	0,775	0,925	82	0,180
3 Conil -Chiclana- Puerto Real	2,4	56,6	40,9	0,65	0,775	0,925	83	0,167
4 Bajo Guadalete	37,9	49,4	12,7	0,65	0,775	0,925	75	0,253
5 Guadalcazín	4,8	60,0	35,2	0,65	0,775	0,925	82	0,178
6 Campiña de Jerez	0,0	75,5	24,5	0,65	0,775	0,925	81	0,188
7 Bornos Margen Izda	0,0	97,0	3,0	0,65	0,775	0,925	78	0,221
8 San Andrés y Buena Vista	0,0	77,3	22,7	0,65	0,775	0,925	81	0,191
9 Coto de Bornos	81,0	10,0	9,0	0,65	0,775	0,925	69	0,313
10 Villamartín	0,0	92,9	7,1	0,65	0,775	0,925	79	0,214
11 Guadalporcún	9,0	40,2	50,8	0,65	0,775	0,925	84	0,160
12 Sierra de Grazalema	43,1	21,1	35,7	0,65	0,775	0,925	77	0,225
13 Barbate	24,0	70,0	6,0	0,65	0,775	0,925	75	0,246
14 Monte Algaida	0,0	50,0	50,0	0,65	0,775	0,925	85	0,150
15 Sanlúcar - Chipiona	0,0	50,0	50,0	0,65	0,775	0,925	85	0,150

Fuente: Elaboración propia

El tipo de riego por aspersión es el más generalizado en todas las UDA. El tipo de riego por gravedad solo se da unas pocas UDA y presenta unos valores especialmente altos en la UDA 9. Coto de Bornos, donde este sistema de riego se utiliza en el 81 % de la superficie regable. En general, las eficiencias de los sistemas de riego presentan bastante margen de mejora en la mayoría de las UDA, y por lo tanto también en cada uno de los SE, especialmente en el SE del Barbate (Tabla 65).

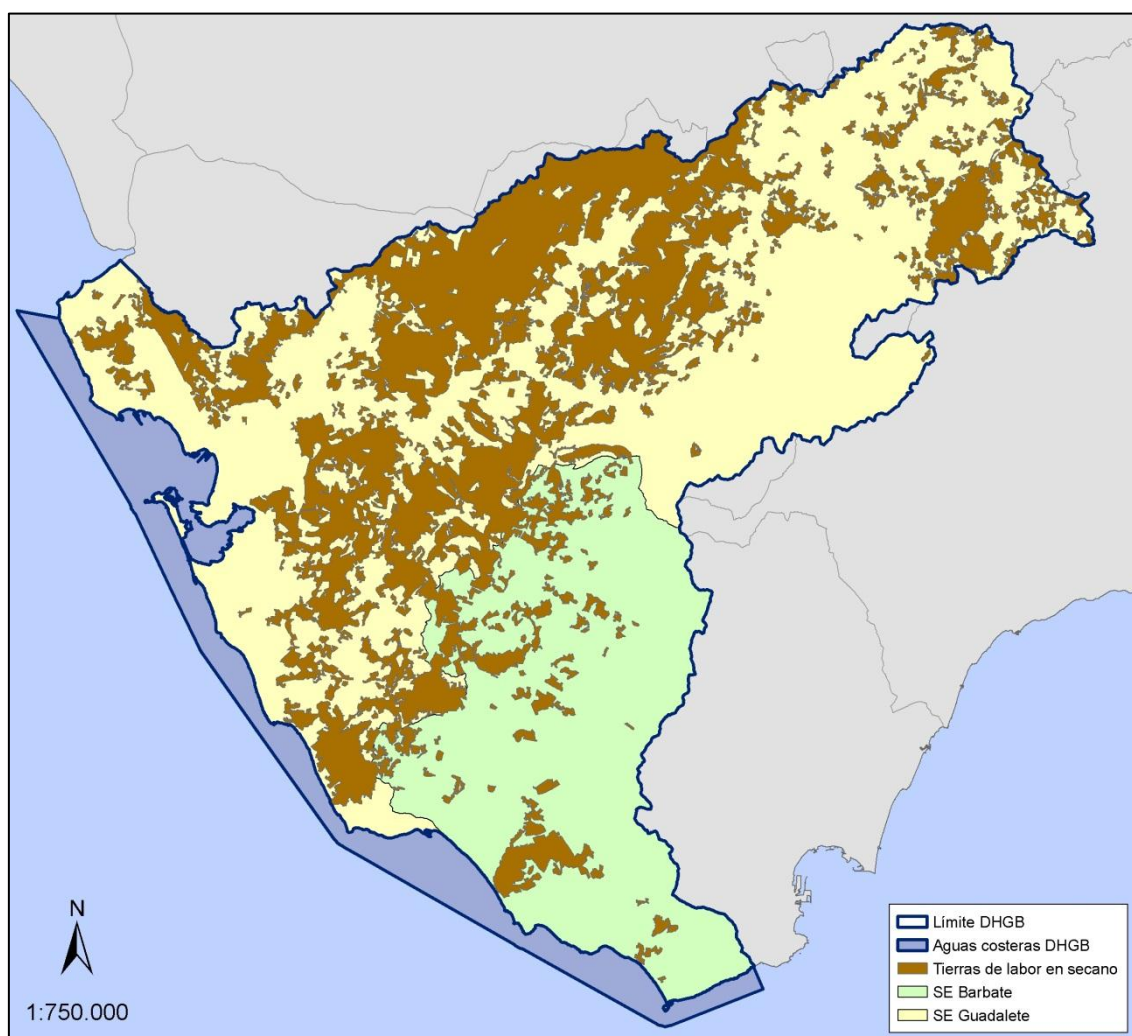
Tabla 65. Indicador de eficiencia de los sistemas de riego para cada uno de los SE y para el conjunto de la DHGB

	Superficies (%)			Eficiencias IPH			Porcentaje eficiencia	Valor indicador (0-1)
	Gravedad	Aspersión	Localizado	Gravedad	Aspersión	Localizado		
DHGB	13,48	59,34	34,69	0,650	0,775	0,925	86,84	0,13
SE Guadalete	12,73	58,58	28,69	0,650	0,775	0,925	80,21	0,20
SE Barbate	24,00	70,00	6,00	0,650	0,775	0,925	75,40	0,25

Fuente: Elaboración propia

Por último, se presentan los resultados del indicador **superficie relativa de secano (SRS)**. Para el cálculo de este indicador se han obtenido los datos de superficie de tierras de labor en secano del *Corine Land Cover* (2006), cuya distribución espacial se observa en la Figura 48.

Figura 48. Superficie de tierras de labor en secano en la DHGB



Fuente: Elaboración propia a partir de *Corine Land Cover*, 2006

Una vez obtenidos los valores de la superficie de tierra de labor en secano para cada uno de los SE y para el conjunto de la DHGB, se han dividido entre la superficie total y se ha obtenido el valor de la superficie relativa de secano en cada uno de los SE y para el conjunto de la DHGB (Tabla 66). Cabe recordar aquí que el SE Guadalete incluye también los cauces intercuencas, por lo que la superficie total es mayor que la superficie de la cuenca del Guadalete.

Tabla 66. Resultados para el indicador superficie relativa de secano en cada una de los SE y para el conjunto de la DHGB

	Superficie secano (ha)	Superficie total (ha)	Valor (%)	Valor (0-1)
DHGB	194763,00	596000,00	32,68	0,33
SE Guadalete	173100,00	439400,00	39,39	0,39
SE Barbate	21663,00	156600,00	13,83	0,14

Fuente: Elaboración propia

El SE Guadalete presenta mayor superficie relativa de secano (39,68 %) que el SE Barbate (13,83%) y por tanto también una mayor sensibilidad frente al riesgo de sequía meteorológica.

5.1.2.3. Factor origen del recurso

Puesto que las unidades de planificación que plantea la IPH y que se utilizan en el PDH se establecen en función del origen de los recursos, resulta oportuno analizar también las diferentes características relativas al origen que pueden aumentar la sensibilidad de un determinado sistema. En concreto aquí se han considerado dos especialmente relevantes: el tipo de fuente y el estado de las masas de agua a partir del cual se abastece una determinada demanda.

El indicador de **origen del recurso (OR)** hace referencia al tipo de fuente (superficial, subterránea, reutilización, desalación o transferencia de recursos externos) a partir del cual se abastece una determinada demanda. En este caso el PHD ofrece información a escala de UD, SE y DGHB expresada en porcentaje de la proporción de la demanda que es satisfecha por cada uno de los tipos de fuentes de agua. En muchos trabajos de vulnerabilidad a la sequía se utiliza la proporción de la demanda que es satisfecha con recursos subterráneos, al considerar que los recursos subterráneos son menos vulnerables al efecto de una sequía, al menos en el corto plazo. En este trabajo, como se dispone de una información mucho más detallada, se

desarrolla un indicador capaz de expresar esta cuestión con más precisión, al considerar no solo la proporción de agua subterránea sino todos los tipos de fuentes a partir de los cuales se abastece una determinada demanda. Para ello se establece una clasificación de los tipos de fuentes en función de la sensibilidad que cada tipo presenta cuando aparece un periodo de sequía. Así, se ha considerado que la desalación, al ser independiente de las precipitaciones, es la fuente de agua menos sensible a la sequía; en segundo lugar, se ha considerado el agua reutilizada; en tercer, lugar los recursos subterráneos; y, en cuarto lugar, el agua superficial, al considerar este tipo de fuente el más sensible y el que primero reproduce los efectos de la sequía meteorológica. Además, se ha considerado que las demandas que de manera estructural son satisfechas con recursos externos son las más sensibles de todas, pues no dependen de la gestión de la cuenca y ni siquiera de las precipitaciones de la cuenca, sino que dependen de la situación climatológica de otra cuenca y de las decisiones políticas que se tomen fuera del ámbito de gestión de la propia cuenca. Esto no contradice que la capacidad de contar con recursos externos aumente la capacidad de adaptación del sistema de forma coyuntural, si no que hacen referencia a cuestiones y momentos diferentes.

Dentro de los recursos externos también se establece la misma clasificación en función del origen (desalación, reutilización, subterráneo o superficial) de dichos recursos externos.. A cada uno de los diferentes tipos de fuentes se le asigna un peso, de manera gradual, en función de la sensibilidad que presentan frente a la sequía. El valor del indicador se obtiene del sumatorio de multiplicar el porcentaje que representa cada uno de los tipos de fuente que satisfacen las demandas de cada UDU, UDA, SE o toda la DHGB, por el peso asignado a cada tipo de fuente. El indicador está diseñado para que el valor oscile entre 0 (menos sensible) y 1 (más sensible), de manera que en su cálculo se incluye la normalización.

Tabla 67. Relación de valores asignados a cada tipo de fuente del recurso

		Uso agrario	Uso doméstico
Recursos propios	Desalación	0,00	0,00
	Rutilización	0,25	n.a.
	Subterránea	0,50	0,33
	Superficial	0,75	0,66
Recursos externos	Desalación	0,82	0,75
	Rutilización	0,88	n.a.
	Subterránea	0,95	0,92
	Superficial	1,00	1,00

Fuente: Elaboración propia

Para la asignación del valor a aquellas UDA que se abastecen de más de una fuente de agua se ha aplicado la media de los valores obtenidos para cada una de las distintas fuentes de agua de las que se abastece.

Tabla 68. Valores obtenidos para indicador origen del agua agraria para cada una de las UDA

UDA	Valor del indicador (0-1)		
	Actual	2021	2027
1 Costa Noroeste	0,75	0,75	0,75
2 Costa Noroeste ARU	0,25	0,25	0,25
3 Conil Chiclana Puerto Real	0,64	0,64	0,64
4 Bajo Guadalete	0,75	0,75	0,75
5 Guadalcaén	0,75	0,75	0,75
6 Campiña de Jerez	0,67	0,67	0,67
7 Bornos Margen Izquierda	0,75	0,75	0,75
8 San Andrés y Buena Vista	0,75	0,75	0,75
9 Coto de Bornos	0,75	0,75	0,75
10 Villamartín	0,66	0,66	0,66
11 Guadalporcún	0,62	0,62	0,62
12 Sierra de Grazalema	0,53	0,53	0,53
13 Barbate	0,70	0,70	0,70
14 Monte Algaida	0,75	0,75	0,75
15 Sanlúcar Chipiona	0,50	0,50	0,50

Fuente: Elaboración propia

Si atendemos a las diferentes UDU (Tabla 69), los valores obtenidos muestran una mayor variedad. Esto se debe fundamentalmente a que hay UDU que se abastecen únicamente de recursos subterráneos, como las UDU 9 a 17. También se observan varias UDU que presentan valores altos y coincidentes, concretamente las UDU *1. ZG ETAP Cuartillos*, *2. ETAP Montañés* y *3. ZG Vejer-Barbate*, que comparten el mismo origen superficial del recurso.

Tabla 69. Valores obtenidos para indicador *origen del agua urbana* para cada una de las UDU

UDU	Actual	2021	2027
1 ZG ETAP Cuartillos	0,773	0,773	0,773
2 ETAP Montañés	0,773	0,773	0,773
3 ZG Vejer-Barbate	0,773	0,773	0,773
4 Alcalá de los Gazules	0,663	0,663	0,663
5 Algar	0,830	0,830	0,830
6 San José del Valle	0,330	0,330	0,330
7 Medina-Paterna	0,773	0,773	0,773
8 Tarifa	0,495	0,495	0,495
9 Benalup	0,330	0,330	0,330
10 Masb Setenil	0,330	0,330	0,330
11 Olvera-Torre Alháquime	0,330	0,330	0,330
12 Masb Sierra Lijar	0,330	0,330	0,330
13 Masb Grazalema-Prado del Rey	0,330	0,330	0,330
14 Masb Arcos-Villamartín	0,330	0,330	0,330
15 Puerto Serrano	0,330	0,330	0,330
16 Pruna	0,330	0,330	0,330
17 Jerez desde Tempul	0,330	0,330	0,330

Fuente: Elaboración propia

En la Tabla 69 se observa cómo los valores más bajos del indicador coinciden con las UDU que satisfacen sus demandas con aguas superficiales, mientras que los valores más altos los presentan las UDU que satisfacen sus demandas con recursos superficiales y recursos del trasvase Guadiaro-Majaceite. Los resultados para cada SE y para el conjunto de la DHGB se presentan en la siguiente tabla.

Para las escalas de SE y DHGB, el PHD ofrece valores porcentuales de satisfacción de la demanda en función del tipo de fuente, por lo que se puede aplicar la misma metodología directamente a dichos valores.

Tabla 70. Valores obtenidos para indicador *origen del agua agraria* para cada uno de los SE y para el conjunto de la DHGB

	Actual	2021	2027
DHGB	0,703	0,703	0,703
SE Guadalete	0,705	0,705	0,705
SE Barbate	0,697	0,697	0,697

Fuente: Elaboración propia

En cuanto al origen del recurso para el abastecimiento de las demandas agrarias no se aprecian diferencias importantes entre ambos SE, por lo que los valores de la DHGB son similares a

estos. En general, los valores para este indicador son altos debido a que la mayoría de las UDA se abastecen de recursos superficiales.

Para el cálculo del indicador del **estado de las masas de agua (EMA)** también se ha desarrollado un indicador que permite analizar e introducir en la evaluación de la vulnerabilidad no solo el estado de las masas de agua sino también las causas por las que se a cada masa de agua se le asigna un estado u otro. La metodología desarrollada para el cálculo del indicador se basa en la atribución de diferentes valores a las diferentes masas de agua que abastecen una determinada UDA o UDU. Cada una de las masas de agua superficial puede estar calificada como buen estado global o mal estado, dependiendo de su estado/potencial ecológico y de su estado químico. De la misma manera, el estado de cada una de las masas de aguas subterráneas puede ser *bueno* o *peor que bueno*, en función de su estado químico y cuantitativo. Para que una masa de agua reciba el calificativo de buen estado ecológico, cada uno de los componentes debe estar en buen estado. Así, a cada masa de agua se le asigna un valor numérico entre 0 y 1 dependiendo de las causas que determinan su estado global. Como se muestra en la Tabla 71, en el caso de las masas de agua superficial se asigna un peso de 0,5 al estado/potencial ecológico y un peso de 0,5 al estado químico. En caso de que ambos estén calificados como buen estado o muy bueno, el estado global de la masa de agua es considerado como buen estado global y, por lo tanto, la sensibilidad de dicha masas de agua es 0 (la más baja posible). Cuando el estado global es malo, puede ser bien porque el estado/potencial ecológico no llega a ser bueno, porque el estado químico no llega a ser bueno o porque ninguno de los dos llega a ser bueno. Cuando se da este caso y la masa superficial no tiene un estado global *bueno* se identifican a través de la información del PHD las causas que impiden que dicha masa de agua superficial tenga un estado global *bueno* y se asignan las puntuaciones correspondientes. Por ejemplo, si una masa de agua superficial tiene un estado/ potencial ecológico *moderado* y estado químico *peor que bueno*, se busca en la tabla y se obtiene que el valor que le aporta el estado/potencial ecológico a la sensibilidad de dicha masa de agua, que en este caso es de 0,5, mientras que el valor aportado por el estado químico es de 1. Multiplicando cada uno de estos valores por los respectivos pesos (es decir, cada uno por 0,5) y sumando los resultados obtenidos, se obtiene que el valor de la sensibilidad para la masa de agua es de 0,725.

Tabla 71. Conversión de estado de masas de agua superficiales a valores cuantitativos

Masas de agua superficial					
Estado Global	Estado/ potencial ecológico (0,5)		Estado químico (0,5)		EMA
Bueno	Muy bueno	0	Bueno	0	0
	Bueno	0,25	Bueno	0	0,125
Malo	Muy bueno	0	Peor que bueno	1	0,5
	Bueno	0,25	Peor que bueno	1	0,625
	Moderado	0,5	Bueno	0	0,250
			Peor que bueno	1	0,725
	Deficiente	0,75	Bueno	0	0,375
			Peor que bueno	1	0,875
	Malo	1	Bueno	0	0,5
			Peor que bueno	1	1

Fuente: Elaboración propia

El mismo procedimiento se utiliza para caracterizar el valor del estado de las masas de agua subterránea. En este caso, el estado global de las masas de agua queda en función de su estado cuantitativo y su estado químico, pudiendo ser *bueno*, si tanto el estado cuantitativo como el químico son buenos, o *pero que bueno*, si al menos uno de los anteriores es *malo*. Igual que con las masas superficiales, se asigna un peso de 0,5 tanto al estado cuantitativo como al estado químico. Para calcular el valor del indicador se consulta en la PHD la designación definitiva de sus estados cuantitativo y químico y se busca en la Tabla 72 su equivalencia. Después se realiza el sumatorio de los valores obtenidos por el peso (0,5) asignado tanto para el estado cuantitativo como para el estado químico.

Tabla 72. Conversión de estado de masas de agua subterráneas a valores cuantitativos

Masas de agua subterráneas					
Estado Global	Estado cuantitativo (0,5)		Estado químico (0,5)		EMA
Bueno	Bueno	0	Bueno	0	0
Malo	Malo	1	Bueno	0	0,5
	Bueno	0	Malo	1	0,5
	Malo	1	Malo	1	1

Fuente: Elaboración propia

Los resultados obtenidos para las distintas UDA y UDU se obtienen al calcular la media de los valores obtenidos para el indicador de cada una de las masas de agua que satisface cada una de las UDA y UDU (Tablas 73 y 74).

Tabla 73. Valor obtenido para el cálculo del indicador estados de masas de agua para cada UDA

UDA	Estado Masas de Agua (0-1)
1 Costas Noroeste	0,750
2 Costas Noroeste ARU	0,000
3 Conil -Chiclana- Puerto Real	1,000
4 Bajo Guadalete	1,000
5 Guadalcaçín	0,313
6 Campiña de Jerez	0,688
7 Bornos Margen Izda	0,250
8 San Andrés y Buena Vista	0,750
9 Coto de Bornos	0,250
10 Villamartín	0,625
11 Guadalporcún	0,125
12 Sierra de Grazalema	0,665
13 Barbate	0,625
14 Monte Algaida	0,750
15 Sanlúcar - Chipiona	0,500

Fuente: Elaboración propia

Como se observa en la Tabla 73 la mayoría de las UDA se abastecen de masas de agua en mal estado. Solo la UDA 2. *Costa Noroeste ARU*, se abastece de masas de agua declaradas en buen estado. Las UDA que mayor demanda de agua generan tienen resultados desiguales para este

indicador. Mientras que la UDA 13. *Barbate* presenta un alto valor del indicador (0,625), la UDA 5. *Guadalcacín* presenta un valor más bajo (0,313).

Tabla 74. Valor obtenido para el cálculo del indicador estado de masas de agua para cada UDU

UDU	Estado Masas de Agua (0-1)
1 ZG ETAP Cuartillos	0,330
2 ETAP Montañés	0,330
3 ZG Vejer-Barbate	0,330
4 Alcalá de los Gazules	0,208
5 Algar	0,188
6 San José del Valle	0,000
7 Medina-Paterna	0,330
8 Tarifa	0,353
9 Benalup	1,000
10 Masb Setenil	0,000
11 Olvera-Torre Alháquime	0,000
12 Masb Sierra Lijar	0,000
13 Masb Grazalema-Prado del Rey	0,000
14 Masb Arcos-Villamartín	0,500
15 Puerto Serrano	0,250
16 Pruna	0,330
17 Jerez desde Tempul	0,000

Fuente: Elaboración propia

En general, las masas de agua de las que se abastecen las diferentes UDU presentan mejores valores para este indicador que las masas de agua utilizadas para el riego. Destaca el mal estado de las masas de agua a partir de las cuales se abastece la UDU 7. *Medina-Paterna*, la UDU 9. *Benalup*, la UDU 14. *Masb Arcos Villamartín* y la UDU 16 *Pruna*. Todas ellas abastecidas parcial o totalmente de recursos subterráneos que no alcanzan ni el buen estado cualitativo ni el buen estado químico. Por otro lado, destaca el buen estado de las masas de agua de las que se abastecen las UDU 10. *Masb Setenil*, 11. *Olvera-Torre-Alháquime*, 12. *Masb Sierra de Lijar*, y 13. *Masb Grazalema-Prado del Rey*, todas ellas abastecidas únicamente a partir de masas de agua subterránea que presentan tanto buen estado químico como buen estado cuantitativo.

Al agrupar los valores de las masas de agua superficial y subterránea de cada uno de los SE y en el conjunto de la DHGB, obtenemos los valores que se presentan en la Tabla 75.

Tabla 75. Valor obtenido para el cálculo del indicador estado de masas de agua para cada SE y para el conjunto de la DHGB

	Estado Masas de Agua (0-1)
DHGB	0,459
SE Guadalete	0,462
SE Barbate	0,641

Fuente: Elaboración propia

5.1.2.4. *Factor relevancia socio-económica*

La caracterización de la relevancia socio-económica se ha centrado en los dos sectores que se han incluido en el análisis: el sector agrario y el sector del uso urbano de agua. A menudo se encuentran trabajos que comparan la relevancia socio-económica de los distintos sectores que habitualmente se relacionan con los usos consuntivos del agua. Sin embargo, como ya se ha comentado, la poca relevancia del resto de sectores (recreativo, industrial y energético) ha motivado que se prescindiera de ellos en el análisis y por tanto también de una posible comparación sobre las diferentes vulnerabilidades que presentan los diferentes sectores al riesgo de sequía.

Los indicadores de **relevancia social del sector agrícola (RSA)** y de **relevancia social del sector urbano del agua (RSU)** se refieren al número de puestos de trabajo que estas dos actividades generan en el conjunto de la DHGB. Se utilizan datos de Censo de Población y Viviendas (INE, 2011) para calcular el número de ocupados en cada uno de los dos sectores de análisis respecto al total de la población ocupada. Los datos son el resultado de una consulta mediante el uso de la herramienta de tablas a medida entre las personas residentes en viviendas principales y los datos de ocupación en función de la actividad del establecimiento (a 3 dígitos de la CNAE09), según las categorías relacionadas directamente con la agricultura (Tabla 76). Otros documentos, como el Anuario del IECA, obtienen otros datos de ocupación para la agricultura, pero no especifican el origen de los datos ni las categorías utilizadas para su cálculo, por lo que se ha prescindido de su uso.

Tabla 76. Datos de ocupación en función de la actividad del establecimiento (a 3 dígitos de la CNAE09), relacionados directamente con la agricultura en la provincia de Cádiz y España

	Cádiz		España	
	Nº ocupados a tiempo completo	Nº Ocupados a tiempo parcial	Nº ocupados a tiempo completo	Nº Ocupados a tiempo parcial
Cultivos no perennes	3.050	640	140.450	34.965
Cultivos perennes	2.270	460	159.658	34.965
Propagación de plantas	435	80	18.800	3.555
Produccion ganadera	760	105	104.685	8.815
Produccion ganadera y agriloca mixta	1.645	280	90.340	10.520
Actividades de apoyo a la agricultura, a la ganadería y de preparación posterior a la cosecha	1.925	390	85.765	19.085
Procesado y conservación de carne y productos cárnicos	575	110	79.505	7.450
Procesado y conservación de frutas hortalizas	320	10	44.140	7.625
Fabricacion de aceites y grasas animales y vegetales	115	0	7.875	930
Fabricación de productos lácteos	145	30	22.725	2.090
Fabricación de aceites y grasas vegetales y animales	30	35	4.085	440
Fabricación de molinería, almidones y productos amiláceos	1.040	305	72.310	11.540
TOTAL	14.755		972.318	
Nº ocupados total	365.335		17.314.555	
% Población dedicada a agricultura	4,04		5,62	

Fuente: Elaboración propia

Para los datos del sector urbano, se han seleccionado las categorías captación, depuración y distribución de agua y recogida y tratamiento de aguas residuales. Los resultados obtenidos se muestran en la Tabla 77.

Tabla 77. Datos de ocupación en función de la actividad del establecimiento (a 3 dígitos de la CNAE09), relacionados directamente con el sector del ciclo urbano del agua en la provincia de Cádiz y España

Actividad del establecimiento (a 3 dígitos de la CNAE09)	Cádiz		España	
	Nº Ocupados a tiempo completo	Nº Ocupados a tiempo parcial	Nº Ocupados a tiempo completo	Nº Ocupados a tiempo parcial
Captación, depuración y distribución de agua	1.265	55	37.525	3.265
Recogida y tratamiento de aguas residuales	125	0	5.755	490
TOTAL (ocupados abas. Urbano)	1.445		47.035	
Nº ocupados total Cádiz	365.335		17.314.555	
% Población dedicada a consumo urbano de agua	0,396		0,272	

Fuente: Elaboración propia

En ambas tablas pueden observarse los datos también a nivel nacional. Como ya se ha explicado, al realizar el análisis para una sola demarcación, hay datos que no pueden ser

normalizados según los métodos comúnmente utilizados (como $X_{min}X_{max}$ o Media ,desviación típica) pues requieren un mayor número de unidades de análisis. En este caso, para la normalización entre 0 y 1 se comparan los valores obtenidos a nivel provincial con los valores nacionales. Para ello se calcula el porcentaje de la diferencia entre el valor de la provincia de Cádiz y el valor nacional y se utiliza la diferencia del porcentaje obtenido con la unidad. Si los valores porcentuales superan la unidad, es decir, el valor provincial es mayor que el valor nacional, la relevancia social del sector será mayor en la provincia que en el país y por tanto el valor de la sensibilidad crecerá a medida que crece la diferencia. Si por el contrario el valor provincial es menor que el nacional, la sensibilidad de la provincia será menor y el valor de la sensibilidad disminuirá a medida que aumenta la diferencia. Los resultados de los indicadores normalizados para la variable de relevancia social del sector se presentan en la Tabla 78.

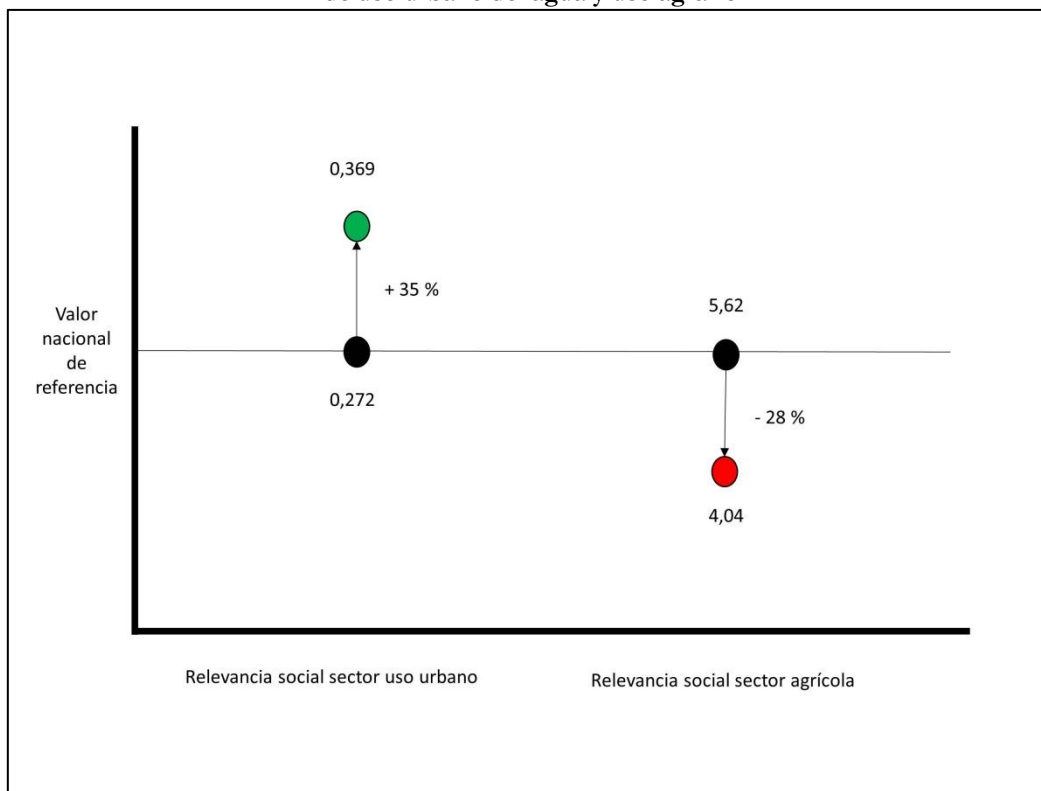
Tabla 78. Valor de los indicadores de relevancia económica del sector de consumo urbano del agua y del sector agricultura

	Provincia de Cádiz	España	Valor indicador (%)	Valor (0-1)
Población dedicada a consumo urbano del agua (%)	0,369	0,272	1,357	0,357
Población dedicada a agricultura (%)	4,04	5,62	0,719	-0,281

Fuente: Elaboración propia

Para el valor del indicador de relevancia social del uso urbano se obtiene un valor positivo, ya que el porcentaje de población ocupada en las actividades relacionadas con dicho sector es mayor que el valor nacional que se ha utilizado de referencia y por tanto el sector se considera más sensible. En el caso de la relevancia social del sector agrario ocurre lo contrario. Como el valor nacional de referencia es mayor al de la provincia de Cádiz, esta es menos sensible a la aparición de una sequía y por tanto el valor es negativo, de manera que cuanto más aumente esa diferencia menos será la sensibilidad del sector. En la Figura 49, se muestra la representación gráfica de estos indicadores.

Figura 49. Representación gráfica del valor de los indicadores de relevancia económica de los sectores de uso urbano del agua y uso agrario

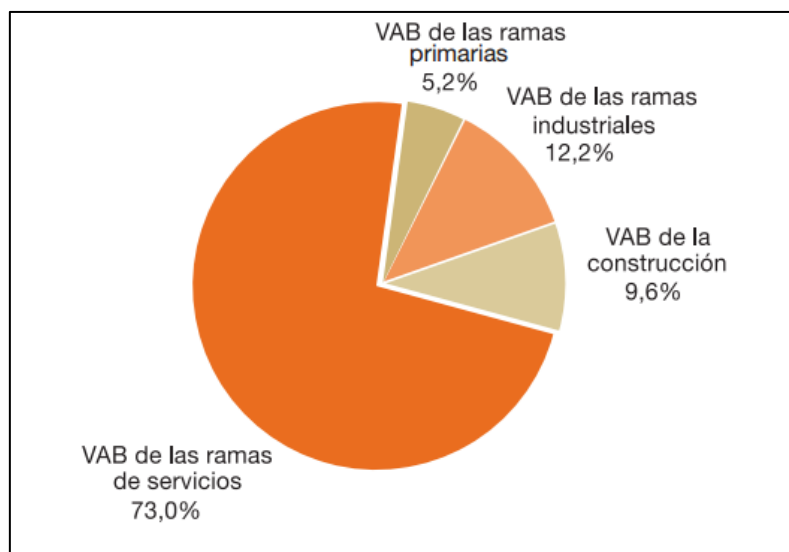


Fuente: Elaboración propia

En este caso, cuanto mayor sea la relevancia social del sector, más sensible será este sector a la sequía. Así, los valores positivos del indicador hacen al sistema más vulnerable a medida que este aumenta.

Para caracterizar la **relevancia económica del sector urbano (REU)** y del **sector agrario (REA)** se han utilizado datos en los que se facilitan el Valor Añadido Bruto (VAB) a nivel de Comunidad Autónoma para las principales ramas de la industria, que se muestran en la Figura siguiente.

Figura 50. Peso del VAB por sectores en Andalucía



Fuente: Datos Básicos de Andalucía, IECA 2013

En general se aprecia una falta de desagregación de esa información a nivel espacial, ya que la mayoría de los datos se ofrecen a escala de Comunidades Autónomas sin existir datos a nivel provincial. Tampoco hay información disponible que desagregue la información de cada una de las ramas que se presentan.

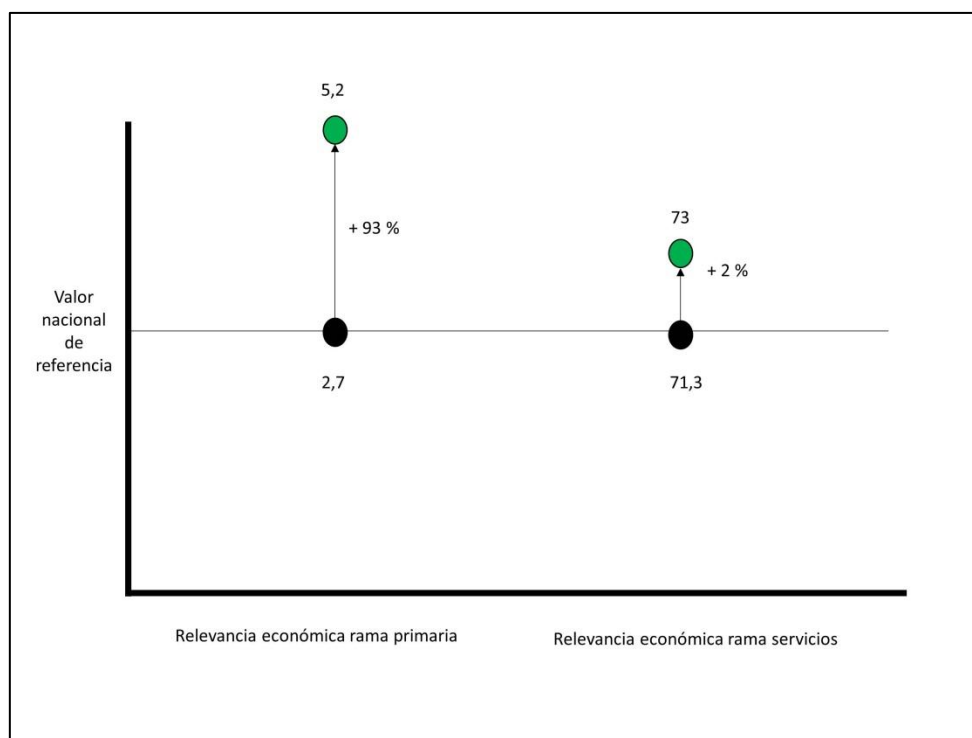
Tabla 79. Componentes del PIB a precios de mercado para el año 2012

	Andalucía		España		Valor indicador	Valor (0-1)
	Millones de euros	%	Millones de Euros	%		
VAB (precios básicos)	131.738	100,0	964.405	100	1	0,00
VAB de las ramas primarias	6.843	5,2	26.019	2,7	1,93	0,93
VAB de las ramas industriales	16.134	12,2	163.331	16,9	0,72	-0,28
VAB de la construcción	12.620	9,6	87.719	9,1	1,05	0,05
VAB de las ramas servicios	96.141	73,0	687.336	71,3	1,02	0,02

Fuente: Elaboración propia a partir de Datos Básicos de Andalucía, IECA 2013

Los valores que se utilizan son el de la rama primaria, en el que se enmarca la agricultura, y el sector servicios, en el que se enmarcan las actividades relacionadas con el uso urbano del agua. En la siguiente Figura se representan los valores normalizados.

Figura 51. Valor normalizado de los indicadores relevancia económica para los sectores de uso urbano (rama servicios) y sector agrario (rama primaria)



Fuente: Elaboración propia

5.1.3. Indicadores de Capacidad de adaptación

La capacidad de adaptación es el componente de la vulnerabilidad más vinculado a las variables socio-institucionales por lo que la práctica totalidad de los datos obtenidos son aplicables solo a escala de Demarcación Hidrográfica y aunque afectan de igual manera a los SE y a las diferentes UD, no se han tenido en cuenta a esta escala porque no generan diferencias entre ellas. Además, para muchas de las variables e indicadores de capacidad de adaptación resulta difícil establecer estimaciones futuras, por lo que para los escenarios 2021 y 2027 se han asimilado los mismos valores que los actuales cuando estos no han podido ser estimados. Por último, cabe recordar que la capacidad de adaptación se vincula de manera inversamente proporcional a la vulnerabilidad por lo que la normalización del IVS se hace utilizando la metodología de normalización inversa y los valores de dichos indicadores se presentarán en el rango -1, menor capacidad de adaptación, y 0, mayor capacidad de adaptación para garantizar la coherencia de la fórmula de cálculo del IVS.

Tabla 80. Relación de variables e indicadores de capacidad de adaptación y escalas espaciales y territoriales de aplicación.

Factor	Variable	Indicador	Escala territorial				Escala temporal		
			UDU	UDA	SE	DHGB	Actual	2021	2027
Participación pública	Participación pública	1 Participación pública en PH (0-1)				X	X		
		2 Participación pública PES (0-1)				X	X		
		3 Participación órganos de gestión (0-1)				X	X		
Cumplimiento legislación	Adecuación Plan a DMA	4 Adecuación del Plan a DMA (0-1)				X	X		
	Confianza institucional	5 Indicador confianza institucional (%)				X	X		
Herramientas de gestión	Plan de Sequía	6 Indicador Plan de Sequía (0-1)				X	X		
	Planes de Emergencia	7 Indicador Plan de Emergencia (0-1)				X	X		
	Bancos de agua	8 Indicador Bancos de Agua (0-1)				X	X		
	Decretos de Sequía	9 Indicador Decreto de sequía (0-1)				X	X	X	X
Infraestructuras	Capacidad de embalse	10 Cap. de embalse (%)			X	X	X	X	X
	Capacidad de desalación	11 Cap. de desalación (%)			X	X	X	X	X
	Capacidad de trasvase	12 Cap. de trasvase (%)			X	X	X	X	X
	Capacidad de reutilización	13 Cap. de reutilización (%)			X	X	X		
Investigación	Ocupación en investigación	14 Nº investigadores (%)				X	X		
	Inversión en I+d+i	15 Gasto en I+D+i respecto PIB (%)				X	X		
	Número de doctores	16 Nº doctores > 30 años (%)				X			
Percepción e interpretación del riesgo	Comunicación del riesgo	17 Nº noticias de sequía como crisis (%)				X			
	Percepción riesgo de sequía	18 Indicador percepción sequía (%)				X	X		
Cambio Climático	Percepción sobre CC	19 Indicador de percepción CC (%)				X	X		
	Nivel de adaptación planificación	20 Grado adaptación de CC al Plan (0-1)				X			

Fuente: Elaboración propia

De los 21 indicadores propuestos para la caracterización de la capacidad de adaptación, se ha prescindido en la aplicación al caso de estudio de la DHGB del indicador relativo a los seguros agrario, debido a la falta de datos disponibles que cumplieran los criterios establecidos en el capítulo 2 para el cálculo de los indicadores (en este caso, disponibilidad pública de los datos), por lo que finalmente, para la caracterización del componente de capacidad de adaptación en este trabajo se considerarán los 20 indicadores restantes.

En la Tabla 80 se observa como la mayoría de estos indicadores se pueden calcular a escala de Demarcación pero no es posible calcularlos a escalas de análisis menores. Lo mismo ocurre con los escenarios temporales que plantea la planificación, ya que para los indicadores propuestos es muy difícil realizar estimaciones sobre su posible evolución en el tiempo. Por ello, la mayoría de los indicadores se calculan y presentan únicamente a escala de DHGB y en el escenario actual.

5.1.3.1. Factor participación pública

Para caracterizar la participación pública se ha hecho una evaluación del proceso participativo en la elaboración del PHD (2015-2021) y en el PES (2007) vigente. Además, también se ha evaluado la diversidad de representantes que hay en los diferentes órganos de gestión del agua y que afectan a la DHGB.

Para la evaluación y el cálculo de los indicadores de **Participación pública en el PHD (PPPH)** y **Participación pública en el PES (PPPE)** se ha desarrollado un cuestionario que, mediante una serie de preguntas que pueden ser contestadas con *sí* o *no*, permite evaluar y cuantificar la aplicación real y efectiva de cada uno de los mecanismos que la DMA establece para la aplicación adecuada de la participación pública en la planificación. A continuación, se presenta el cuestionario y las respuestas argumentadas a cada una de las preguntas, de manera que el resultado final del indicador para este indicador se obtiene de realizar la suma de los valores obtenidos para cada una de las preguntas. El cuestionario se ha diseñado de manera que el resultado final del indicador oscile entre 0 (valores bajos de participación) y 1 (altos niveles de participación), que luego se normalizan entre -1 y 0 para poder ser incluidos en el cálculo del IVS.

Desde la entrada en vigor de la Directiva Marco del Agua, se han hecho importantes avances, pudiéndose afirmar que la planificación hidrológica es punta de lanza en la introducción de la participación pública en la gestión. Sin embargo, como se aprecia en la Tabla 81, todavía quedan muchos retos pendientes. Lo que fue un importante esfuerzo para poner en pie tan novedosas y necesarias herramientas en el primer ciclo de planificación (2009-2015) se ha reducido en gran parte en el segundo ciclo de planificación (2015-2021). Por parte de la Administración se aprecia un descenso importante de la actividad. Se reducen y en algunos casos desaparecen del Plan algunas de las herramientas utilizadas en el anterior para publicitar y fomentar la participación del público (jornadas informativas, publicaciones divulgativas, campañas de información, etc.). Esto produce unos efectos inmediatos en cuanto al número de participantes y alegaciones recibidas (los documentos iniciales reciben 0 alegaciones, mientras que en el Plan de 2009 recibieron 41 alegaciones de 5 agentes; el EpTI recibe 54 alegaciones de 7 agentes, mientras que el Plan de 2009 recibe 122 alegaciones de 15 agentes).

Tabla 81. Cuestionario de evaluación cuantitativa del proceso de participación del PHD (2015-2021)

			SÍ	NO
Información y transparencia	¿Información disponible?	SÍ: Todos los documentos relacionados con el proceso de planificación (documentos iniciales, EpTI y documentos del Plan), tanto en formato digital como en papel.	0,1	
	¿Información adaptada?	NO: La información no se encuentra adaptada a diferentes formatos que agilicen su lectura o resuman su contenido.		0
	¿Información disponible en formato editable?	NO: No se dispone de información editable, por lo que no se facilita que se pueda contrastar la información o realizar análisis adicionales. La información cartográfica, que debe estar a disposición del público en formato editable en la REDIAM, cuando existe se encuentra desactualizada y no coincide con la información del PHD.		0
	¿Microdatos disponibles?	NO: Los microdatos no están disponibles para su consulta.		0
Consulta Pública	¿Reuniones informativas en territorio?	SÍ: Se realizan tres jornadas de presentación del EpTI (con delegación provincial de Consejería de Medio Ambiente y Territorio de Cádiz, con IGME y la jornada de presentación del EpTI) y una jornada de presentación del Proyecto de Plan Hidrológico de Demarcación.	0,1	
	¿Diversidad de alegantes?	SÍ: El total de alegaciones recibidas al conjunto de documentos iniciales, EpTI y documentos del PHD es de 354. Estas alegaciones se reparten de la siguiente forma: Administraciones: 17,38 % Usuarios económicos: 35,5 % Tejido social estructurado: 41,7 % Universidad/investigación: 0 % Puesto que el conjunto formado entre administración y usuarios económicos no supera el 60 % se considera que hay diversidad de alegantes.	0,1	
	¿Respuesta alegaciones?	SÍ: Las alegaciones reciben respuesta por parte de la Administración.	0,1	
Participación activa	¿Diagnóstico compartido?	NO: No existe diagnóstico compartido sobre la situación de la DHG ni sobre los temas que se consideran en el ETI.		0
	¿Objetivos compartidos?	NO: No existe un debate sobre los objetivos de la planificación.		0
	¿Propuestas debatidas?	NO: No hay posibilidad de debatir alternativas, solo de alegar de manera reactiva a las planteadas por la Administración.		0
Total			0,4/1	
Valor (-1-0)			-0,6	

Fuente: Elaboración propia

Respecto al proceso de participación del PES (Tabla 82), cabe destacar que este se aprueba antes de la aprobación de los PHD del primer ciclo de planificación (2009-2015), que es donde se introducen las consideraciones de la DMA en el proceso de planificación y por tanto también las directrices que esta establece para la inclusión de los procesos de participación pública en la planificación.

Tabla 82. Cuestionario de evaluación cuantitativa del proceso de participación del PES (2015-2021)

			SI	NO
Información y transparencia	¿Información disponible?	SÍ: Todos los documentos relacionados PES están en formato digital como en papel.	0,1	
	¿Información adaptada?	NO: La información no se encuentra adaptada a diferentes formatos que agilicen su lectura o resuman su contenido.		0
	¿Información disponible en formato editable?	NO: No se dispone de información editable, por lo que no se facilita que se pueda contrastar la información o realizar análisis adicionales. La información cartográfica, que debe estar a disposición del público en formato editable en la REDIAM, cuando existe se encuentra desactualizada y no coincide con la información del PHD.		0
	¿Microdatos disponibles?	NO: Los microdatos no están disponibles para su consulta.		0
Consulta Pública	¿Reuniones informativas en territorio?	NO: No se realizan jornadas de presentación del PES (2007).		0
	¿Diversidad de alegantes?	NO: El PES (2007) recibe un total de 44 alegaciones Administraciones: 0 % Usuarios económicos: 100 % Tejido social estructurado: 0 % Universidad/investigación: 0% Puesto que el conjunto formado entre Administración y usuarios económicos supera el 60%, se considera que no hay diversidad de alegantes.		0
	¿Respuesta alegaciones?	SÍ: Las alegaciones reciben respuesta por parte de la Administración.	0,1	
Participación activa	¿Diagnóstico compartido?	NO: No existe diagnóstico compartido.		0
	¿Objetivos compartidos?	NO: No existe un debate sobre los objetivos del PES.		0
	¿Propuestas debatidas?	NO: No hay posibilidad de debatir alternativas, solo de alegar de manera reactiva a las planteadas por la Administración.		0
Total			0,2/1	
Valor (-1-0)			-0,8	

Fuente: Elaboración propia

La actualización del PES de la DHGB, que se está realizando en el presente año 2016, supone una oportunidad para la Administración de mejorar el proceso de participación pública y evitar conflictos posteriores cuando se presente una sequía. Sin una adecuada participación activa en todo el proceso de gestión del PHD y el PES que integre a los diferentes actores sociales en las decisiones importantes sobre el diagnóstico, los objetivos y las alternativas propuestas para alcanzar dichos objetivos, la participación pública no seguirá siendo un mero proceso de información burocrático para ajustarse a las obligaciones de la DMA, más que un proceso participativo real y efectivo.

Respecto al indicador de **Diversidad de participación en los órganos de gestión (DOP)** se ha realizado un análisis de la composición de los diferentes órganos de gestión del agua vinculados con la DHGB. En la Tabla 863 se presentan los resultados de la distribución de representantes de cada uno de los sectores (Administración, usos económicos del agua, tejido social estructurado y universidad/investigación), así como la distribución de representación de cada uno de los grupos.

Tabla 83. Composición de los diferentes órganos de gestión del agua

Grupo de actores sociales		Consejo Andaluz del Agua	Comité Autoridades Competentes	Consejo del Agua Demarcación	Comisión Gestión Sequía	Comité de Gestión Guadalete	Comité de Gestión Barbate	TOTAL	% representación respecto al total del grupo
Administración	Local	3	2	2	1	1	1	10	0,09
	Autonómica	27	8	27	10	10	10	92	0,83
	Estatal	3	2	3	1	0	0	9	0,08
	TOTAL	33	12	32	12	11	11	111	1,00
Usuarios económicos del agua	Uso agrario	9	0	7	4	6	6	32	0,48
	Org. Prof. agrarias	3	0	0	0	0	0	3	0,05
	Or. Regantes	2	0	2	0	0	0	4	0,06
	Uso urbano	4	0	2	1	3	1	11	0,17
	Uso industrial	1	0	1	1	1	0	4	0,06
	Uso hidroeléctrico	1	0	1	1	1	0	4	0,06
	Uso turístico	2	0	1	0	1	0	4	0,06
	Org. Consumidores	2	0	1	1	0	0	4	0,06
	TOTAL	24	0	15	8	12	7	66	1,00
Tejido social estructurado	Sindicatos	2	0	2	1	0	0	5	0,38
	Org. Ecologistas	2	0	2	1	0	0	5	0,38
	Asoc. Usuarios	0	0	0	0	0	0	0	0,00
	Asoc. Vecinales	0	0	0	0	0	0	0	0,00
	Org. Empresariales	2	0	0	1	0	0	3	0,23
	TOTAL	6	0	4	3	0	0	13	1,00
Universidad	Univversidad	2	0	1	0	0	0	3	1,00
	TOTAL	2	0	1	0	0	0	3	1,00

Fuente: Elaboración propia

En la Tabla 82 se observa que el grueso de la representación en los órganos de decisión corresponde a los grupos de Administración y usuarios económicos del agua, entre los que suman más del 90 % de los representantes. También destaca la presencia de representantes del sector agrícola dentro del grupo de usuarios económicos del agua, con una representación del 70 %. Esto se debe a que en la composición de los órganos de gobierno, el grupo de usuarios del agua se distribuye en función del uso del agua que realiza cada actividad. Por esto no es de extrañar la coincidencia entre los valores de la demanda de agua del sector agrario y su representación en los órganos de gestión. Este criterio para distribuir a los representantes de los usuarios económicos del agua en función del uso se convierte en una especie de círculo vicioso en el que blindo y favorece a los usuarios del sector agrario.

Para el cálculo del indicador se tiene en cuenta tanto la diversidad de representantes por grupos, como la diversidad de representantes dentro del grupo de usuarios económicos del agua. Para establecer si existe diversidad entre los diferentes grupos, se establece el criterio de que entre Administración y usuarios económicos (grupos tradicionales en la gestión del agua) no superen el 50 % de la representación en los órganos de gestión, otorgándose un valor de 1 si existe diversidad y 0 si no existe. De la misma manera, se calcula el porcentaje de representación de usuarios agrarios dentro del grupo de usuarios del agua y se establece el mismo criterio de no superar el 50 % de representación como condición para aceptarse la diversidad, teniendo en cuenta que existen cinco usos económicos representados (agrario, urbano, industrial, hidroeléctrico y turístico). Como se observa en la Tabla 83, la distribución por grupos no presenta diversidad pues entre Administración y los usuarios económicos del agua ocupan más del 60 % de los puestos. En segundo lugar, entre los usuarios económicos del agua, el sector agrícola ocupa el 59 % de las representaciones.

Así, el resultado del indicador es la suma de los valores obtenidos para cada uno de los dos análisis divididos entre el número de análisis. Puesto que no se presenta diversidad a nivel de grupos ni dentro del grupo de usos económicos del agua, ambos valores obtienen un valor de 0 y, por tanto, el valor del indicador es 0, y tras la normalización, -1.

5.1.3.2. Factor cumplimiento de la legislación

Para evaluar el cumplimiento de la legislación se han considerado dos aspectos: el nivel de adecuación del PHD a las directrices de la DMA y el nivel de confianza institucional.

Para el cálculo del indicador de **nivel de adecuación del PHD a la DMA (PHDMA)**, se ha utilizado el trabajo realizado por el Observatorio de Políticas del Agua (OPPA) de la Fundación Nueva Cultura del Agua (FNCA). El objetivo del OPPA es facilitar información útil y evaluada en relación con la política del agua en España y, de forma particular, con el cumplimiento de la DMA. Concretamente se ha utilizado el *Informe de evaluación del segundo ciclo de planificación en España* (FNCA, 2015), donde se incluye la evaluación del PHD Guadalete Barbate (2015-2021). Los resultados se presentan en la siguiente Tabla.

Tabla 84. Resultados para el cálculo del indicador nivel de adecuación de PHD a DMA

Puntos clave evaluados		Evaluación OPPA	Valor
1	Características masas de agua. Presiones e impactos	-	0,33
2	Seguimiento de las masas de agua	-	0,33
3	Definición del estado de las masas de agua	-	0,33
4	Establecimiento de objetivos ambientales	-	0,33
5	Justificación de exenciones	-	0,33
6	Programa de medidas	-	0,33
7	Relación Presión - Estado -Objetivos ambientales	-	0,33
8	Aplicación artículo 9. Análisis económico	-	0,33
9	Aplicación artículo 14. Participación pública	-	0,33
TOTAL		-	2,97
Valor indicador			0,33
Valor (-1-0)			-0,67

Fuente: Elaboración propia

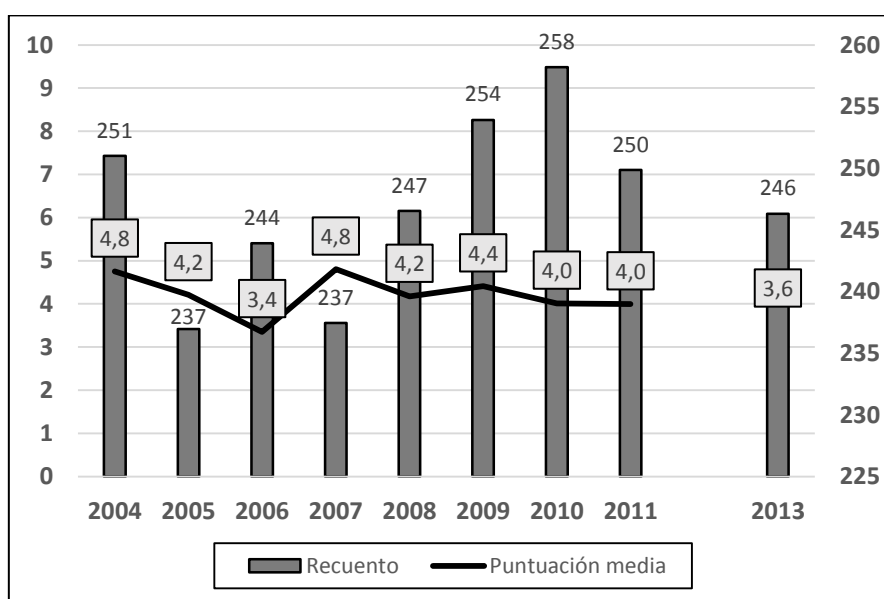
Para el cálculo del indicador del **nivel de confianza institucional (CI)**, se han utilizado los datos del Ecobarómetro de Andalucía, para lo que se han seleccionado las entrevistas realizadas en el ámbito geográfico de la DHGB tras comprobar la significación de los datos a dicha escala.

Concretamente se han utilizado las respuestas a la pregunta: *¿Podría decirme qué grado de confianza le merece las siguientes instituciones a la hora de ofrecer soluciones a los problemas del medio ambiente?*, para las que a nivel de DHGB se han obtenido los resultados que se presentan en la Figura 52.

Con esta información se construye un índice de confianza institucional relativo a la confianza en instituciones políticas que incluye los cuatro niveles territoriales de la administración pública: Unión Europea, Gobierno de España, Junta de Andalucía y ayuntamientos (Lafuente

et al., 2016). Se decide no incluir la confianza en las instituciones no políticas (organizaciones de consumidores, organizaciones agrarias, organizaciones ecologistas y comunidad científica), que también se incluyen en el EBA, ya que la variable que aquí se analiza es el cumplimiento de la legislación. Se ha realizado un sumatorio de los valores asignados a cada institución teniendo en cuenta que a “ninguna confianza” le corresponde el valor 1 y a “muchísima confianza” el valor 5. Para facilitar la interpretación de los resultados se han recodificado los valores finales para que el resultado de cada índice oscile entre 1 y 10.

Figura 52. Evolución del índice de confianza institucional en la DHGB



Fuente: Elaboración propia a partir de Ecobarómetro de Andalucía (2004-2013)

Así, para el valor del indicador se utiliza la media de los valores obtenidos en el periodo de estudio que es 4,14 sobre 10, por lo que el valor del indicador es 0,414 y el valor normalizado entre -1 y 0, es -0,586.

5.1.3.3. Factor herramientas de gestión

Para la evaluación de las diferentes herramientas de gestión de las sequías consideradas en ese trabajo, se han desarrollado una serie de cuestionarios con preguntas que pueden ser respondidas con *sí* o *no*.

El cuestionario para la evaluación cuantitativa del uso *del Plan de Sequía (PES)* y *el uso de los Planes de Emergencia (PEM)* como herramienta para la gestión de las sequías, así como las respuestas y

su puntuación se presenta en la Tabla 85. Las respuestas y puntuación de la Tabla se refieren al PES. En el caso de los PEM no se ha realizado la evaluación, puesto que no hay ninguno aprobado en la DHGB. Por eso, el indicador de los PEM recibe una puntuación de -1.

Tabla 85. Resultados para el cálculo del indicador *Plan de Sequía (PES)*

		SÍ	NO
¿Existe el Plan?	SÍ: Existe PES para la DHGB desde el año 2007.	0,25	
¿Se aprobó en fecha?	NO: Según lo indicado en La Ley 10/2001 DE PHN, el PES debía haber sido aprobado en el año 2003, pero su aprobación se realizó con un retraso de 4 años.		0
¿Está actualizado?	NO: El PES de la DHGB no está actualizado y funciona de acuerdo a los umbrales e indicadores establecidos en el Protocolo de Sequía de la Confederación Hidrográfica del Guadalquivir (2005), año en el que la cuenca del Guadalete-Barbate a nivel de planificación estaba integrado en dicho Confederación.		0
¿Ha sido evaluado?	NO: No ha sido evaluado.	0,25	
Total		0,25/1	
Valor (-1-0)		-0,75	

Fuente: Elaboración propia

El cuestionario desarrollado para evaluar de manera cuantitativa el uso de los **decretos de sequía (DS)** como herramienta de gestión de la sequía, así como las repuestas y el cálculo del indicador se presenta en la Tabla. 86.

En este caso, como se explicó en el Capítulo 2, los decretos de sequía son las herramientas a través de las cuales se perpetúa el paradigma de la gestión de la sequía como crisis, al representar un mecanismo de decisión unilateral y por tanto se consideran como una herramienta que disminuye la capacidad de adaptación. Por tanto el valor del indicador no requiere una normalización inversa para garantizar la coherencia entre su aumento y la disminución de la capacidad de adaptación, sino que el propio valor del indicador con una normalización entre -1 y 0 expresa dicha relación.

Tabla 86. Resultados para el cálculo del indicador *Decretos de Sequía*

		SI	NO
¿Existe legislación que permita los Decretos de sequía como una herramienta de gestión?	SÍ: El RDL 1/2001 considera obras hidráulicas de interés general las que tengan por objeto hacer frente a fenómenos catastróficos extremos como inundaciones, sequías y otros fenómenos excepcionales (art. 46b). Traspone las disposiciones de la Ley de 1985 sobre el uso de Decretos en circunstancias de sequías extraordinarias.	0,33	
¿Contempla en PHD los Decretos de sequía como herramienta de gestión?	NO: El PHD no hace referencia a los Decretos de Sequía como herramientas de gestión. Siempre se hace alusión a los Planes Especiales de Alerta y Eventual Sequía como herramientas de gestión de este tipo de eventos.		0
¿Contempla el PES los Decretos de sequía como herramienta de gestión?	SÍ: El PES (2007) establece la elaboración y la aprobación de Decretos de Sequía como una de las medidas a tomar en las fases de alerta y emergencia.	0,33	
Total		-0,66/1	

Fuente: Elaboración propia

El cuestionario desarrollado para la evaluación cuantitativa de los **bancos de agua (BAG)**, así como las respuestas y la puntuación obtenida se presenta en la siguiente Tabla 87.

Tabla 87. Resultados para el cálculo del indicador *Bancos de agua*

		SI	NO
¿Existe legislación que permita los bancos de agua?	SÍ: Existe legislación nacional, introducida por la Ley 46/1999; y a nivel andaluz el artículo 46 de la Ley 9/2010, de 30 de julio, de Aguas de Andalucía prevé la constitución de bancos públicos de agua en las demarcaciones hidrográficas de Andalucía	0,25	0
¿Existe normativa que regule su funcionamiento?	NO: A nivel andaluz no existe decreto o normativa que regule el funcionamiento de los bancos de agua.		0
¿Contempla el PHD los bancos de agua como herramienta de gestión?	NO: No hay referencias en el PHDHGB a los bancos de agua como posible herramienta para la mitigación de sequías.		0
¿Contempla el PES los bancos de agua como herramienta de gestión?	NO: El PES contempla la realización de transferencias externas como medidas operativas en situaciones de alerta y emergencia, pero no alude a los bancos de agua ni a los mecanismos para regular dichas transferencias.		0
Total		0,25/1	
Valor (-1-0)		-0,75	

Fuente: Elaboración propia

Tanto la legislación nacional como la legislación andaluza permiten la utilización de los bancos de agua; sin embargo, a nivel autonómico no hay una normativa que regule su utilización.

Existe un proyecto de decreto para la constitución de los bancos públicos de agua en cada una de las demarcaciones hidrográficas andaluzas, pero no llegó a aprobarse. Además, ni en el PHD ni en el PES se consideran los bancos públicos de agua como herramientas para la gestión de las sequías.

En relación a los seguros agrarios se ha solicitado información a diversos organismos públicos provinciales (diputación provincial de Cádiz), regionales (Consejería de Agricultura de la Junta de Andalucía) y estatales (Ministerio de Medio Ambiente, Entidad Nacional de Seguros Agrarios (ENESA)), pero no se han facilitado datos desde ninguno de estos organismos ni tampoco se han encontrado datos que respeten los criterios establecidos para el cálculo de los indicadores, por lo que se prescinde de esta variable para el cálculo del IVS, lo que lo convierte en uno de los retos futuros de investigación.

5.1.3.4. Factor infraestructuras

En relación a la capacidad de las infraestructuras para soportar una sequía, se ha analizado la capacidad de embalse, la capacidad de desalación, la capacidad de trasvase y la capacidad de reutilización para aportar recursos en una situación de sequía y amortiguar el efecto del descenso de las precipitaciones en la satisfacción de las demandas. Para el cálculo de cada uno de los indicadores se ha comparado la capacidad de aportación de cada una de ellas con las demandas totales por SE y para el conjunto de la DHGB. A continuación, se presenta una síntesis de los resultados obtenidos para cada una de las cuatro variables seleccionadas. Este es el único factor de la capacidad de adaptación que permite establecer valores para los escenarios 2021 y 2027 utilizando los datos del PHD. Los resultados obtenidos para el indicador de **Capacidad de embalse (CEM)** pueden consultarse en la Tabla 88.

Tabla 88. Capacidad aportada por las infraestructuras de embalse respecto a las demandas consuntivas totales en cada uno de los SE y en el conjunto de la DHGB

	Capacidad total embalse (hm ³)			Demanda total (hm ³)			Valor capacidad embalse respecto a demandas			Valor capacidad embalse respecto a demandas (0-1)			Valor (-1-0)		
	Actual	2021	2027	Actual	2021	2027	Actual	2021	2027	Actual	2021	2027	Actual	2021	2027
DHGB	1651,7	1651,7	1651,7	438,5	423,6	456,2	3,767	3,899	3,621	0,377	0,390	0,362	-0,623	-0,610	-0,638
SE Guadalete	1373,1	1373,1	1373,1	353,7	344,7	376,9	3,882	3,984	3,643	0,388	0,398	0,364	-0,612	-0,602	-0,636
SE Barbate	278,6	278,6	278,6	84,8	78,9	79,3	3,287	3,531	3,514	0,329	0,353	0,351	-0,671	-0,647	-0,649

Fuente: Elaboración propia a partir de Junta de Andalucía, 2015

Como puede verse en la Tabla 88, la capacidad total de embalse podría satisfacer las demandas para todos los casos, tres veces la demanda consuntiva total. Es evidente que esta capacidad de

embalse no es real sino potencial, pero sí es un buen indicador para medir la capacidad de las infraestructuras de la demarcación para poder soportar una sequía.

El indicador de **Capacidad de desalación (CDSL)** indica la capacidad de las desaladoras para satisfacer la demanda total. Las plantas de desalación son especialmente útiles para aumentar y asegurar la oferta de agua en situaciones de emergencia por sequía. La DGHB no cuenta con capacidad de desalación ni tiene previsto introducir este tipo de tecnologías en los horizontes 2021 y 2027 por lo que el valor de este indicador es -1. Los valores obtenidos para el indicador de **Capacidad de reutilización (CREU)** y **Capacidad de trasvase (CTRV)** se pueden ver en las Tabla 89 y 90 respectivamente.

Tabla 89. Capacidad aportada por las infraestructuras de reutilización respecto a las demandas consuntivas totales en cada uno de los SE y en el conjunto de la DHGB

	Capacidad total reutilización (hm3)			Demanda total (hm3)			Valor capacidad reutilización respecto a demandas			Valor capacidad reutilización respecto a demandas (0-1)			Valor (-1-)		
	Actual	2021	2027	Actual	2021	2027	Actual	2021	2027	Actual	2021	2027	Actual	2021	2027
DHGB	22,8	29,9	32,8	438,5	423,6	456,2	0,05	0,07	0,07	0,01	0,01	0,01	-0,99	-0,99	-0,99
SE Guadalete	22,8	29,1	32	353,7	344,7	376,9	0,06	0,08	0,08	0,01	0,01	0,01	-0,99	-0,99	-0,99
SE Barbate	0	0,8	0,8	84,8	78,9	79,3	0,00	0,01	0,01	0,00	0,00	0,00	-1,00	-1,00	-1,00

Fuente: Elaboración propia a partir de Junta de Andalucía, 2015

Tabla 90. Capacidad aportada por recursos externos respecto a las demandas consuntivas totales en cada uno de los SE y en el conjunto de la DHGB

	Capacidad total de recursos externos (hm3)			Demanda total (hm3)			Valor capacidad recursos externos respecto a demandas			Valor capacidad reutilización respecto a demandas (0-1)		
	Actual	2021	2027	Actual	2021	2027	Actual	2021	2027	Actual	2021	2027
DHGB	52	52	47,8	438,5	423,6	456,2	0,12	0,12	0,10	0,01	0,01	0,01
SE Guadalete	52	52	47,8	353,7	344,7	376,9	0,15	0,15	0,13	0,01	0,02	0,01
SE Barbate	0	0	0	84,8	78,9	79,3	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00

Fuente: Elaboración propia a partir de Junta de Andalucía, 2015

5.1.3.5. Factor Investigación

Para la evaluación del factor de investigación se ha tenido en cuenta la inversión realizada en I+D+i respecto al total del P.I.B, el número de investigadores y el número de doctores.

Para el cálculo del indicador de **gasto en I+D+i (I+D+i)** se han utilizado los datos autonómicos de la Comunidad Autónoma de Andalucía publicados por el INE (últimos datos publicado sobre gasto en I+D+ i corresponde al año 2014), puesto que estos datos no están desagregados a nivel provincial. Para poder establecer una comparación, se presentan también

los resultados obtenidos a nivel nacional que se utilizan como referencia para la normalización del indicador.

Tabla 91. Gasto total en I+D+i en Andalucía y España en el año 2015

	Andalucía	España
Gasto total I+D (€)	1.465.740	12.820.756
P.I.B precios de mercado (€)	139.099.313	1.041.160.000
Gasto I+D /P.I.B (%)	1,054	1,231

Fuente: Elaboración propia a partir de INE, 2015

Para el cálculo de los indicadores de **número de doctores (Nº D)** y **número de investigadores (Nº I)** se han obtenido los datos del Censo de Población y Viviendas (INE, 2011), para la provincia de Cádiz.

Tabla 92. Número de investigadores respecto al total de ocupados en la provincia de Cádiz y en España

	Provincia de Cádiz	España
Nº total investigadores	815	83.800
Nº total ocupados	365.355	17.314.555
% investigadores /total ocupados	0,223	0,484

Fuente: Elaboración propia a partir de INE, 2011

El número total de investigadores en la provincia de Cádiz queda muy por debajo (más de un 50 %) del valor nacional. En cuanto al número de doctores, en la Tabla 93 se muestra los resultados para la provincia de Cádiz y para el conjunto del país.

Tabla 93. Número de doctores respecto al total de ocupados en la provincia de Cádiz y en España

	Provincia de Cádiz	España
Nº total doctores (>30 años)	3.475	257.500
Población total (>30 años)	797.355	31.712.105
% doctores/población total (>30 años)	0,436	0,812

Fuente: Elaboración propia a partir de INE, 2011

Como se observa en la Tabla 93, los resultados para el indicador de Nº de doctores son muy similares a los obtenidos para el indicador de Nº de investigadores. Los valores de la provincia de Cádiz son un 50 % menos que los valores nacionales.

Para la normalización de estos indicadores se ha calculado el porcentaje del valor a nivel de la provincia de Cádiz de la CCAA de Andalucía para el caso del indicador de I+D+i respecto al valor nacional, que se utiliza como referencia. Una vez calculado el porcentaje, se resta el valor obtenido respecto a la unidad. De esta manera se conoce cómo se desvía el valor provincial del nacional, tanto si este está por encima del valor nacional como si está por debajo.

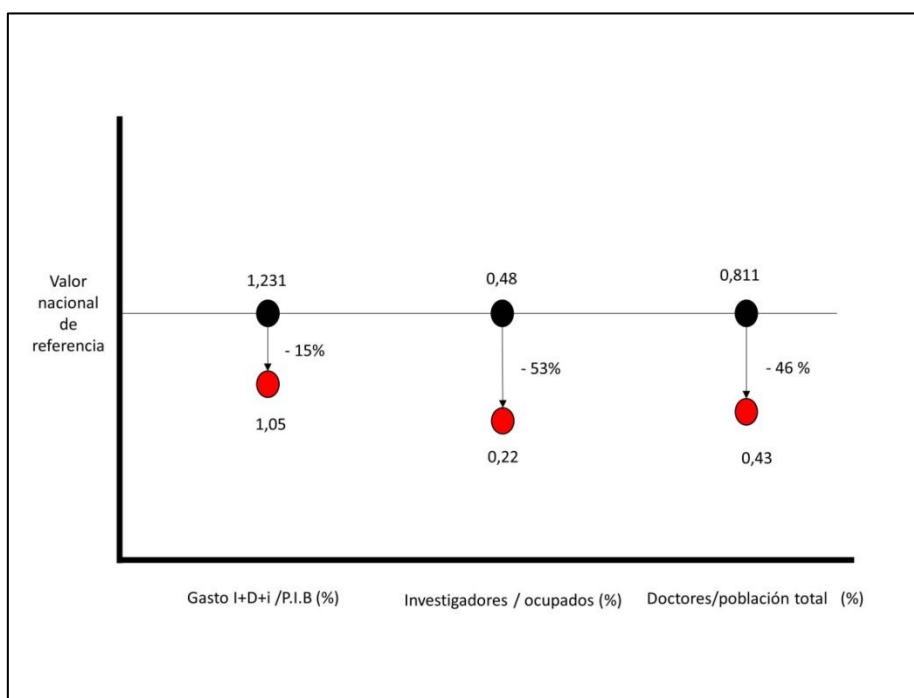
Tabla 94. Resultados obtenidos para los indicadores de la variable investigación

	Provincia de Cádiz	España	Valor indicador (%)	Valor (-1-0)
Gasto I+D /P.I.B (%)	1,054	1,231	0,856	-0,144
% investigadores /total ocupados	0,223	0,484	0,461	-0,539
% doctores/población total (>30 años)	0,436	0,812	0,537	-0,463

Fuente: Elaboración propia

Si el valor de la diferencia resulta positivo, el valor de la capacidad de adaptación disminuye a medida que aumenta dicha diferencia. Por el contrario, si el resultado de la diferencia resulta negativo, quiere decir que el valor provincial (o autonómico) es mayor que el nacional y, por tanto, un aumento del valor de la diferencia supone un aumento de la capacidad de adaptación, al alejarse cada vez más el valor provincial del nacional (Figura 53).

Figura 53. Representación gráfica de los valores de los indicadores de la variable investigación



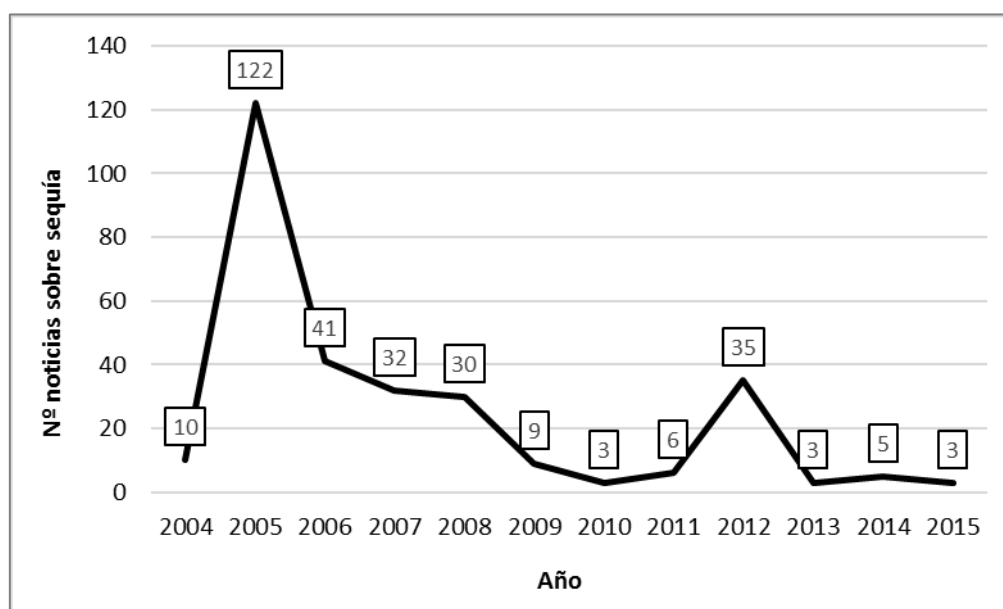
Fuente: Elaboración propia

6.1.3.6. Factor comunicación y percepción del riesgo

Para la evaluación de la **comunicación del riesgo de sequía (CRS)** se ha realizado un análisis de las noticias sobre sequía en la prensa escrita de la provincia de Cádiz entre los años 2004 (primer año del último periodo largo de sequía) y 2015. En total se han analizado los contenidos y discursos de 328 noticias de prensa que abordan el tema de la sequía (Figura 55) y que se han obtenido a través de la base de datos iConoce.

Como se comentó en el capítulo de metodología, este análisis se ha apoyado en el software Atlas.ti, que permite realizar un análisis cualitativo y cuantitativo de los textos seleccionados.

Figura 54. Distribución anual de noticias sobre sequía aparecidas en prensa de Cádiz



Fuente: Elaboración propia

Por el volumen de noticias y de indicadores considerados en este trabajo, el análisis de noticias se ha limitado a la identificación de aquellas noticias que ofrecen una información sobre la sequía como fenómeno catastrófico o solicitan o promueven la aplicación de medidas reactivas o identificadas con el paradigma hidráulico tradicional y la gestión de sequías como crisis y no como riesgos. Tras el análisis se han identificado 166 noticias que representan las ideas de la gestión de la sequía como crisis, 69 noticias que se identifican con la concepción de la sequía como riesgo y el resto no se pueden localizar inequívocamente en ninguna de los dos paradigmas. Por tanto, el valor del indicador resulta de dividir el número de noticias donde

aparece la sequía como crisis entre el número de noticias totales. En este caso el valor obtenido es el resultado del indicador, ya que al ser un porcentaje se encuentra ya normalizado.

Para el cálculo del indicador de **interpretación del riesgo de sequía (IRS)** se han utilizado los datos del EBA de aquellas encuestas realizadas en el ámbito territorial de la DHGB. Por una parte, se analizan las respuestas a la pregunta: *¿Cuál considera Ud. que es el problema más importante de Andalucía en la actualidad? ¿Y el segundo y tercero más importante?* Los resultados obtenidos para el período 2004-2013 se muestran en la siguiente Tabla 95.

Tabla 95. N° de entrevistados que eligen la sequía como problema más importante de Andalucía

Año		Sequía	Otros problema
2004	Recuento	0	251
	%	0,0%	100,0%
2005	Recuento	21	216
	%	8,9%	91,1%
2006	Recuento	8	236
	%	3,3%	96,7%
2007	Recuento	2	235
	%	,8%	99,2%
2008	Recuento	3	243
	%	1,3%	98,7%
2009	Recuento	2	252
	%	,6%	99,4%
2010	Recuento	1	257
	%	,3%	99,7%
2011	Recuento	0	250
	%	0,0%	100,0%
2013	Recuento	0	246
	%	0,0%	100,0%
Total	Recuento	37	2224
	%	1,7%	98,3%

Fuente: Elaboración propia a partir de Ecobarómetro de Andalucía (2004-2013)

De las 2.224 entrevistas realizadas en la DHGB desde el año 2004 hasta el año 2013 (a excepción del año 2012), 37 de los entrevistados consideraron la sequía como el principal problema de Andalucía, lo que supone el 1,7 % de los entrevistados.

En segundo lugar, se analizan las respuestas a la pregunta: *Pensando en nuestra Comunidad Autónoma, le voy a mostrar una serie de problemas relacionados con el medio ambiente. ¿Podría decirme los dos más importantes que, en su opinión, tiene hoy Andalucía?, para las que se han obtenido los siguientes resultados.*

Tabla 96. Recuento de entrevistas que consideran la falta de agua como primer o segundo problema ambiental en Andalucía

Año		Primer problema andaluz: Falta de agua		Segundo problema Andaluz: Falta de agua		Suma de primer y segundo problema	
		Falta de agua	Otros problemas andaluces	Falta de agua	Otros problemas andaluces	Falta de agua	Otros problemas ambientales
2004	Recuento	15	236	26	225	41	210
	%	6,0%	94,0%	10,4%	89,6%	16,5%	83,5%
2005	Recuento	86	151	63	174	149	88
	%	36,1%	63,9%	26,6%	73,4%	62,7%	37,3%
2006	Recuento	64	180	31	213	95	149
	%	26,1%	73,9%	12,7%	87,3%	38,8%	61,2%
2007	Recuento	26	212	53	185	78	159
	%	10,7%	89,3%	22,3%	77,7%	33,0%	67,0%
2008	Recuento	30	216	41	206	71	176
	%	12,2%	87,8%	16,6%	83,4%	28,8%	71,2%
2009	Recuento	15	239	21	233	36	218
	%	6,0%	94,0%	8,1%	91,9%	14,1%	85,9%
2010	Recuento	7	251	16	242	23	235
	%	2,8%	97,2%	6,1%	93,9%	8,8%	91,2%
2011	Recuento	6	244	5	244	11	238
	%	2,4%	97,6%	2,2%	97,8%	4,6%	95,4%
2013	Recuento	0	246	5	242	5	242
	%	0,0%	100,0%	1,9%	98,1%	1,9%	98,1%
Total		248	2224	260	2224	508	2224
		11,2%	88,8%	11,7%	88,3%	22,9%	77,1%

Fuente: Elaboración propia a partir de Ecobarómetro de Andalucía (2004-2013)

En la tercera columna de la Tabla 95 se integran los resultados de las dos primeras. Es decir, representa aquellos encuestados que han considerado la falta de agua bien como el primer problema ambiental más importante de Andalucía o bien como el segundo. Los resultados señalan que, del total de las 2224 entrevistas realizadas, 508 de los entrevistados seleccionaron la falta de agua o bien como el primer problema ambiental de Andalucía o bien como el segundo, lo que supone un 22,9 % del total de entrevistados.

Para la determinación del indicador total de percepción sobre el riesgo de sequía se calcula la media de los resultados porcentuales obtenidos para las preguntas 11 (1,7 %) y 13 (22,9%) del Ecobarómetro en el período 2004-2013, dando como resultado 0,122 y tras la normalización - 0,878.

5.1.3.7. Factor Cambio climático

Para la caracterización del factor de cambio climático se ha evaluado, por un lado, el nivel de percepción de la población sobre cambio climático y el nivel de adaptación de las proyecciones realizadas sobre cambio climático en el PHD.

Para el cálculo de la **adaptación de cambio climático al PHD (PHCC)** se ha elaborado un cuestionario para evaluar en qué grado se han adaptado las consideraciones de cambio climático elaboradas por el CEDEX, que a su vez se basan en los escenarios climáticos elaborados por el IPPC. Las principales conclusiones de dichos informes se refieren a la existencia de: 1) una disminución de los recursos disponibles como consecuencia del descenso de las precipitaciones y la escorrentía; 2) un aumento de las demandas de los cultivos, como consecuencia del aumento de las temperaturas y la evapotranspiración de las plantas; y, 3) un empeoramiento de la calidad de las masas de agua.

El cuestionario que se ha desarrollado para el cálculo de este indicador trata de analizar si los cambios en la disponibilidad del recursos y en las demandas de los cultivos, así como la alteración de las masas de agua como efecto del cambio climático, se han tenido en cuenta en el Esquema de Temas Importantes, si se han considerado estas previsiones a la hora de establecer los diferentes escenarios de planificación en el PHD así como si se han planteado medidas para mitigar estos efectos en el programa de medidas

Tabla 97. Cuestionario para el cálculo del indicador de adecuación del PHD a efectos del cambio climático

		SÍ	NO
¿Se consideran los efectos del cambio climático en el ETI?	NO: En el ETI no se considera el cambio climático como uno de los temas importantes de la DHGB.		0
¿Se tiene en cuenta la disminución de los recursos disponibles como consecuencia del cambio climático?	SÍ: Para el escenario 2027 se estima una disminución del 8% de los recursos disponibles. También se reconoce la incertidumbre de los datos y se emplaza a realizar nuevos estudios.	0,20	
¿Se tiene en cuenta el aumento de las demandas como consecuencia del cambio climático?	NO: No se tiene en cuenta el aumento de las demandas de agua por los cultivos por efecto del aumento de temperaturas del cambio climático.		0
¿Se tiene en cuenta el efecto del cambio climático en el estado de las masas de agua?	NO: No se tienen en cuenta los efectos del cambio climático sobre el estado de las masas de agua.		0
¿Se proponen medidas de adaptación a esos cambios en el Programa de Medidas?	NO: No se proponen medidas específicas orientadas a mitigar los efectos del cambio climático sobre los recursos hídricos.		0
Total		0,20/1	
Valor (-1-0)		-0,80	

Fuente: Elaboración propia

Los resultados obtenidos tras responder el cuestionario de la Tabla 97 demuestran como la adaptación de las previsiones que los modelos de cambio climático establecen en la DHGB, no se han integrado adecuadamente ni en la estimación de las demandas futuras, ni en el recuento de recursos hídricos disponibles, ni en el estado de las masas de agua. Esto puede generar una falsa sensación de garantía de suministro en escenarios futuros y una importante falta de preparación y adaptación desde el PHD para hacer frente a dichas previsiones, aumentando de manera considerable la vulnerabilidad del sistema, especialmente en el largo plazo.

Respecto al indicador de **percepción sobre cambio climático (PCC)** se ha calculado a partir de las respuestas dadas en el EBA por la población de la DHGB cuando se pregunta por la valoración relativa del cambio climático como problema ambiental global en Andalucía (Tabla 98).

Tabla 98. Recuento de entrevistas en la DHGB que consideran el cambio climático como primer o segundo problema ambiental global

Año		Cambio climático 1		Cambio climático 2		Cambio climático como 1 o 2 problema	
		Cambio climático	Otros problemas globales	Cambio climático	Otros problemas globales	Cambio climático	Otros problemas globales
2004	Recuento	45	206	31	220	76	426
	%	18,0%	82,0%	12,3%	87,7%	15,1%	84,9%
2005	Recuento	88	148	30	207	30	207
	%	37,3%	62,7%	12,6%	87,4%	12,6%	87,4%
2006	Recuento	122	121	34	209	34	209
	%	50,2%	49,8%	14,1%	85,9%	14,1%	85,9%
2007	Recuento	71	167	41	196	41	196
	%	29,8%	70,2%	17,4%	82,6%	17,4%	82,6%
2008	Recuento	102	145	43	204	43	204
	%	41,3%	58,7%	17,4%	82,6%	17,4%	82,6%
2009	Recuento	89	165	39	215	39	215
	%	35,0%	65,0%	15,5%	84,5%	15,5%	84,5%
2010	Recuento	99	160	39	219	39	219
	%	38,2%	61,8%	15,2%	84,8%	15,2%	84,8%
2011	Recuento	87	163	39	211	39	211
	%	34,9%	65,1%	15,6%	84,4%	15,6%	84,4%
2013	Recuento	77	170	37	209	37	209
	%	31,2%	68,8%	15,1%	84,9%	15,1%	84,9%
Total	Recuento	780	1444	334	1890	334	1890
	%	35,1%	64,9%	15,0%	85,0%	15,0%	85,0%

Fuente: Elaboración propia a partir de Ecobarómetro de Andalucía (2004-2013)

Para el cálculo del indicador se consideran los resultados de las últimas columnas que agregan aquellas entrevistas que han definido el cambio climático como primer o segundo problema ambiental global, resultando en un 15 %. El valor del indicador es 0,15, que tras la normalización queda en -0,85.

5.2. Índice de Vulnerabilidad a la Sequía (IVS)

Una vez calculados todos los indicadores propuestos para la caracterización de la vulnerabilidad, se procede a su integración en los correspondientes índices de exposición, sensibilidad y capacidad de adaptación, para luego proceder a su integración en el Índice de Vulnerabilidad a la Sequía (IVS). Puesto que como ya se ha justificado en el Capítulo 4, se ha optado por la asignación de pesos iguales, el cálculo de los índices de exposición, sensibilidad y capacidad de adaptación se obtiene sumando el valor obtenido para cada uno de los indicadores y dividiendo por el número total de indicadores que caracterizan a cada componente de la vulnerabilidad.

5.2.1. Índices de Exposición (IE)

Puesto que solo se ha utilizado un indicador para caracterizar la exposición, este es equivalente al índice de exposición. Los resultados son aplicables a escala de SE y para el conjunto de la DHGB. Para el conjunto de la DHGB el resultado para el indicador de exposición ha sido de 0,47.

5.2.2. Índice de Sensibilidad (IS)

Respecto al Índice de Sensibilidad, se presentan a continuación las diferentes ecuaciones utilizadas para las diferentes escalas a las que se puede aplicar este indicador y que variarán en función del número de indicadores a los que se ha aplicado cada escala.

Para la escala de UDU, los indicadores utilizados para caracterizar la sensibilidad han sido los nueve siguientes: población (P), densidad de población (DP), incremento por población estacional (IPE), tasa de crecimiento anual (r), personas sin acceso a suministro de agua en sus hogares (PSAS), abastecimiento neto doméstico (AND), pérdidas en redes urbanas (PRU), estado de las masas de agua (EMA) y origen del recurso (OR). El resultado obtenido para el cálculo del índice de sensibilidad de cada una de las UDU se obtiene mediante la suma de los resultados obtenidos por cada uno de los indicadores y dividiendo el resultado por el número de indicadores utilizados, es decir entre 9, de acuerdo a la siguiente fórmula:

$$IS_{UDU} = \frac{P+DP+IPE+r+PSAS+AND+PRU+EMA+OR}{9},$$

Los resultados obtenidos para cada una de las UDU de la DHGB para cada uno de los escenarios temporales se muestran en la Tabla 99, en la que se puede observar como la sensibilidad de las UDU es relativamente baja para todas ellas. Los valores tan bajos que se aprecian pueden estar distorsionados por el bajo valor que adquiere el indicador de personas sin acceso a suministro de agua en todas las UDU puesto que en España y a excepción de algunos casos muy concretos, es un tema prácticamente resuelto. Se observa la tendencia del aumento del Índice de Sensibilidad en todas las UDU para los escenarios 2021 y 2033, que se explica fundamentalmente en el aumento esperado en los valores de los indicadores del factor de población en dichos escenarios

Tabla 99. Resultados del Índice de Sensibilidad para cada una de las UDU para los escenarios Actual, 2021 y 2027

	UDU	Índice de Sensibilidad		
		Actual	2021	2027
1	ZG ETAP Cuartillos	0,288	0,297	0,324
2	ETAP Montañés	0,363	0,377	0,404
3	ZG Vejer-Barbate	0,187	0,197	0,211
4	Alcalá de los Gazules	0,138	0,135	0,158
5	Algar	0,230	0,232	0,237
6	San José del Valle	0,087	0,095	0,108
7	Medina-Paterna	0,208	0,201	0,202
8	Tarifa	0,194	0,171	0,179
9	Benalup	0,198	0,224	0,233
10	Masb Setenil	0,077	0,107	0,117
11	Olvera-Torre Alháquime	0,088	0,055	0,070
12	Masb Sierra Lijar	0,102	0,105	0,116
13	Masb Grazalema-Prado del Rey	0,101	0,110	0,129
14	Masb Arcos-Villamartín	0,157	0,167	0,178
15	Puerto Serrano	0,124	0,129	0,137
16	Pruna	0,106	0,116	0,134
17	Jerez desde Tempul	0,105	0,177	0,116

Fuente: Elaboración propia

Para el cálculo del Índice de Sensibilidad a escala de UDA (IS_{UDA}), los indicadores utilizados han sido los siguientes: eficiencia en los sistemas de riesgos (ESR), demanda neta de cultivos (DMC), pérdidas en redes agrarias (PRA), estado de las masas de agua (EMA), y origen del recurso (OR), por lo que la ecuación resultante para su cálculo es la siguiente:

$$IS_{UDA} = \frac{ESR+DMC+PRA+EMA+OR}{5},$$

En la Tabla 100 se presentan los resultados obtenidos para el Índice de Sensibilidad en cada una de las UDA de la DHGB, para los tres escenarios temporales.

Tabla 100. Resultados del Índice de Sensibilidad para cada una de las UDA para los escenarios actual, 2021 y 2027

UDA	Índice de Sensibilidad		
	Actual	2021	2027
1 Costas Noroeste	0,471	0,463	0,463
2 Costas Noroeste ARU	0,147	0,138	0,138
3 Conil -Chiclana- Puerto Real	0,403	0,377	0,377
4 Bajo Guadalete	0,483	0,453	0,453
5 Guadalcaçín	0,440	0,421	0,421
6 Campiña de Jerez	0,389	0,383	0,383
7 Bornos Margen Izda	0,327	0,295	0,295
8 San Andrés y Buena Vista	0,374	0,348	0,348
9 Coto de Bornos	0,340	0,318	0,318
10 Villamartín	0,403	0,387	0,387
11 Guadalporcún	0,209	0,198	0,198
12 Sierra de Grazalema	0,300	0,288	0,288
13 Barbate	0,538	0,524	0,524
14 Monte Algaida	0,386	0,365	0,365
15 Sanlúcar - Chipiona	0,277	0,255	0,255

Fuente: Elaboración propia

Los valores de las UDA para el Índice de Sensibilidad son más altos que los observados en las UDU, sin embargo aquí las tendencias para los escenarios 2021 y 2027 son decrecientes en prácticamente todas las UDA. Los indicadores que aportan mayores valores al Índice son aquellos que tienen que ver con el origen del recurso y el del estado de las masas de agua, que en comparación con las UDU presentan valores bastante más elevados. El descenso de los valores del Índice en los escenarios 2021 y 2027 se debe fundamentalmente a las previsiones que el PH establece sobre la mejora de las pérdidas en redes agrarias.

Finalmente, para el cálculo del Índice de Sensibilidad a escala de SE (IS_{SE}) y a escala de DH (IS_{DH}) se han utilizado los siguientes dieciocho indicadores: población (P), densidad de población (DP), incremento por población estacional (IPE), tasa de crecimiento anual (r), personas sin acceso a suministro de agua en sus hogares (PSAS), abastecimiento neto doméstico (AND), Water Exploitation Index (WEI), demanda agraria relativa (DAR), demanda neta de cultivos (DNC), pérdidas en redes agrarias (PRA), pérdidas en redes urbanas (PRU), superficie relativa de secano (SRS), estado de masas de agua (EMA), origen del recurso (OR), relevancia social sector urbano (RSU), relevancia social sector agrario (RSA), relevancia económica del sector urbano (REU) y relevancia económica del sector agrario (RSA).

$$IS_{SE,DH} = \frac{P + DP + IPE + r + PSAS + AND + WEI + DAR + PRU + PRA + SCS + EMA + OR + SRS + RSU + RSA + REU + REA}{18}$$

Los resultados obtenidos para cada uno de los SE y para el conjunto de la DHGB se presentan en la Tabla 101.

Tabla 101. Resultados del Índice de Sensibilidad para cada uno de los SE y para el conjunto de la DHGB para los escenarios actual, 2021 y 2027

	Índice de Sensibilidad		
	Actual	2021	2027
DHGB	0,370	0,370	0,420
SE Guadalete	0,380	0,379	0,429
SE Barbate	0,304	0,306	0,342

Fuente: Elaboración propia

En la Tabla 100 se observa como el SE Guadalete presenta valores más altos para el Índice de Sensibilidad que el SE Barbate, que presenta unos valores relativamente bajos. Esto se explica en gran parte debido a que el SE Guadalete concentra la mayoría de las demandas agrarias y la mayor parte de la población de la DHGB, por lo que los valores relacionados con estos factores son más altos que en el SE Barbate. Además, la mayoría de las masas de agua utilizadas para el abastecimiento de las diferentes demandas se encuentran en el SE Guadalete y también la mayoría de los recursos regulados y superficiales. Por el contrario, en el SE Barbate existe una menor superficie de cultivos de secano y una mayor proporción de abastecimiento de agua de origen subterráneo en comparación con el SE Guadalete, lo que disminuye el valor de la sensibilidad del SE. En el conjunto de la DHGB estas diferencias se compensan en cierta medida, aunque se obtienen resultados muy similares a los del SE Guadalete, lo cual tiene bastante sentido, ya que prácticamente todas las UDU, las UDA y las masas de agua de las que se abastecen se concentran en este SE. En general se observa un aumento del Índice de Sensibilidad en los dos SE y en el conjunto de la DHGB en los escenarios 2021 y 2027, que se explica fundamentalmente por las previsiones realizadas sobre el aumento de cada uno de los indicadores de las variables poblaciones.

5.2.3. Índice de Capacidad de Adaptación (ICA)

El cálculo de Índice de Capacidad de Adaptación (ICA) solo se aplica a escala de DHGB y para el escenario actual. Como ya se ha explicado, los indicadores seleccionados no generan

diferencias ni a escala de UD ni a escala de SE (excepto los referentes al factor de infraestructuras que genera algunas diferencias entre ambos SE), y además las variables seleccionadas para caracterizar la capacidad de adaptación son difícilmente estimables para escenarios futuros. En este punto es importante recordar que la relación establecida entre la capacidad de adaptación y la vulnerabilidad para el cálculo del IVS es inversa y que por tanto una mayor capacidad de adaptación supone una menor vulnerabilidad.

Para el cálculo del ICA a nivel de DH se han aplicado todos los indicadores propuestos excepto el relativo a los seguros agrarios por los motivos que han sido explicados en la sección anterior: participación pública en el Plan Hidrológico (PPPH), participación pública en el Plan de Sequía (PPPEs), diversidad en los órganos de participación (DOP), adecuación del PH a la DMA (PHDMA), confianza institucional (CI), planes de sequía (PES), planes de emergencia (PEM), bancos de agua (BAG), decretos de sequía (DS), capacidad de embalse (CEM), capacidad de desalación (CDSL), capacidad de trasvase (CTRV), capacidad de reutilización (CREU), nº de investigadores (NºI), nº de doctores (NºD), gasto en I+D+i (I+D+i), comunicación del riesgo de sequía (CRS), interpretación del riesgo de sequía (IRS) grado de percepción sobre cambio climático (PCC), grado de adaptación del PH al cambio climático (PHCC).

$$ICA_{DHGB} = \frac{PPPD+PPPEs+DOP+PHDMA+CI+PES+PEM+BAG+DS+CEM+CDSL+CTRV+CREU+N^{\circ}I+N^{\circ}D+Idi+CRS+IRS+PCC+PHCC}{20},$$

El resultado obtenido tras aplicar la fórmula para el Índice de capacidad de adaptación de la DHGB para el escenario actual es de -0,691.

5.2.4. Cálculo del IVS

Una vez obtenidos los datos de IE, ISE e ICA, se aplica la ecuación de cálculo para el IVS en la Demarcación Hidrográfica Guadalete-Barbate, para la que se obtiene el siguiente resultado.

$$IVS_{DHGB} = \frac{0,470 + 0,370 - (-0,691)}{3} = 0,51$$

Según la escala de niveles de vulnerabilidad, la DHGB presenta un nivel de vulnerabilidad medio.

Tabla 102. Niveles de vulnerabilidad según valor del IVS

Nivel de vulnerabilidad	Valor IVS
Muy alto	0,80-1,00
Alto	0,60-0,80
Medio	0,40-0,60
Bajo	0,20 -0,40
Muy bajo	0,00-0,20

Fuente: Elaboración propia

5.3. Análisis de la vulnerabilidad

Una vez realizada la evaluación de la vulnerabilidad mediante el cálculo del IVS para la DHGB, el siguiente paso es analizar las causas que generan esta vulnerabilidad. Para ello se plantean dos estrategias complementarias que permiten hacer una aproximación a las causas que generan la vulnerabilidad desde lo general a lo particular. Así, se realiza en primer lugar un análisis de la estructura de la vulnerabilidad, que permite identificar el peso relativo de cada uno de los componentes de dicha vulnerabilidad en el valor total del IVS. En segundo lugar, se realiza una clasificación de los 39 indicadores utilizados para calcular el IVS en función de la dimensión a la que pertenece cada uno de ellos (física, social, económica, institucional o tecnológica) para identificar cuáles son las dimensiones que más peso tienen en la vulnerabilidad y facilitar la identificación y de las variables e indicadores concretos sobre los que se debe actuar.

5.3.1. Análisis de la estructura de la vulnerabilidad

En primer lugar, y partiendo de los índices de cada uno de los componentes de la vulnerabilidad (exposición, sensibilidad y capacidad de adaptación) calculados en la sección anterior, se analiza cómo se estructura el IVS, es decir, cómo influye cada uno de los componentes en la determinación final del valor del IVS. Esto permite realizar una primera aproximación a las causas que generan la vulnerabilidad. Para ello, se calcula el peso relativo de cada uno de los índices en el valor final de la vulnerabilidad según las siguientes ecuaciones y luego se representan en el triángulo de estructura de la vulnerabilidad.

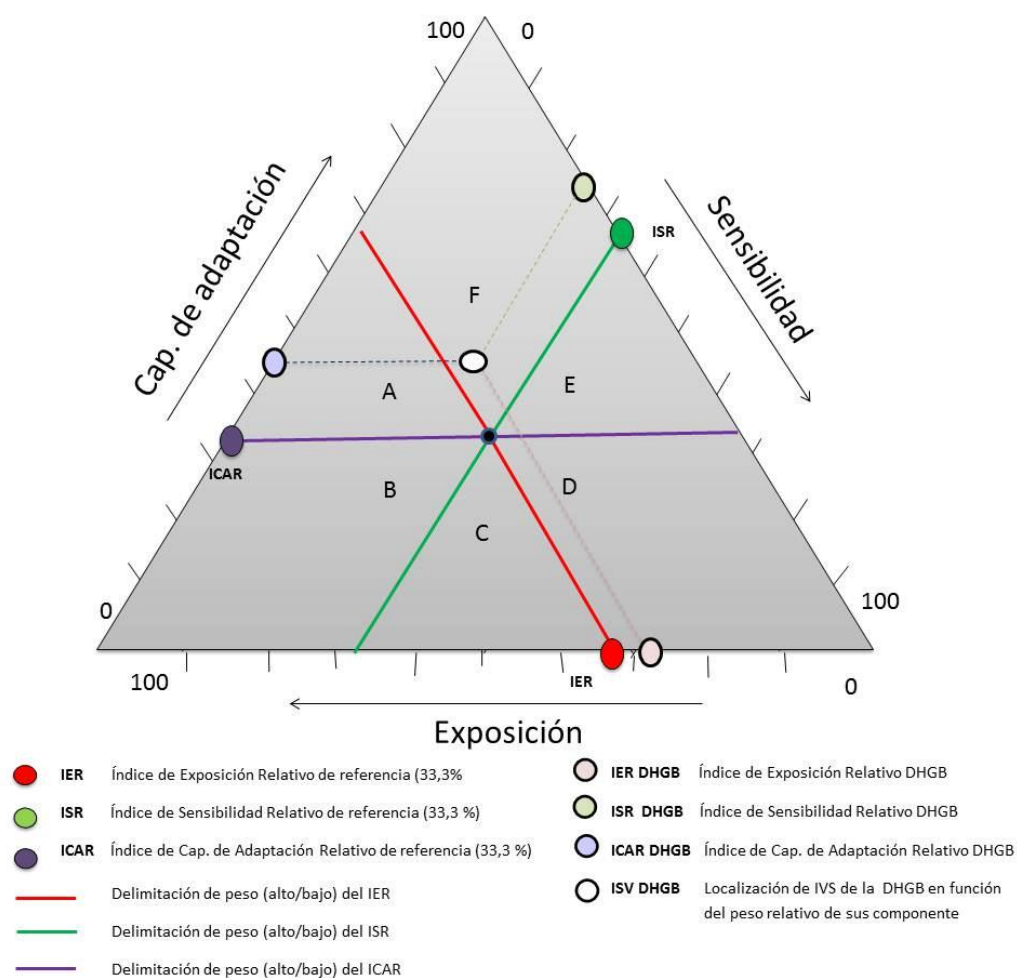
$$IER = \frac{0,47}{0,47 + 0,369 + |-0,691|} * 100 = 30,07 \%$$

$$ISR = \frac{0,369}{0,47 + 0,369 + |-0,691|} * 100 = 24,11 \%$$

$$ISR = \frac{|-0,691|}{0,47 + 0,369 + |-0,691|} * 100 = 45,17 \%$$

Los resultados del cálculo de los pesos relativos de cada uno de los componentes de la vulnerabilidad en la DHGB indican que la sensibilidad es el componente que determina en menor medida el resultado final de la vulnerabilidad (24,11 %), seguido de la exposición (30,07 %) mientras que la capacidad de adaptación es el componente que más aporta al valor final del ISV (45,17 %).

Figura 55. El triángulo de la estructura de la vulnerabilidad de la DHGB



Fuente: Elaboración propia

5.3.2. Análisis de las dimensiones de la vulnerabilidad

Una vez identificada la capacidad de adaptación como el componente de la vulnerabilidad más determinante en la DHGB, en esta segunda fase del análisis se hace una reclasificación de los indicadores utilizados en el cálculo del IVS en función de la dimensión a la que pertenece cada uno de ellos (física, social, institucional, tecnológica, económica) (Tabla 103).

Tabla 103. Relación entre los indicadores y las dimensiones de la vulnerabilidad

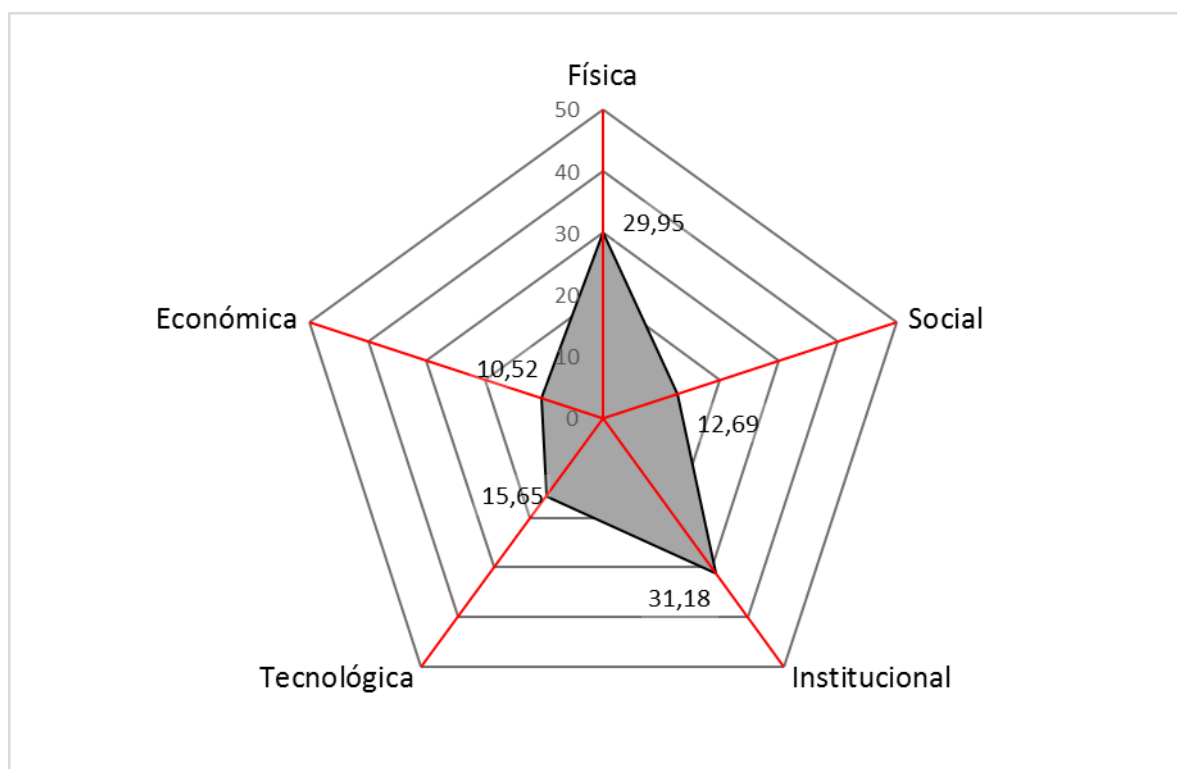
Componentes	Indicadores	Dimensiones				
		Física	Social	Institucional	Económica	Tecnológica
Exposición	1 Standardized Precipitation-Evapotranspiration Index (SPEI)	X				
	2 Población equivalente (PE)		X			
	3 Densidad población (DP)		X			
	4 Incremento población estacional (IPE)		X			
	5 Tasa de crecimiento anual (r)		X			
	6 Personas sin acceso a suministro (PSAS)		X			
	7 Demanda relativa agraria (DRA)				X	
	8 Abastecimiento neto doméstico (AND)		X			
	9 Water Stres Index (WEI+)	X				
Sensibilidad	10 Eficiencia sistemas de riego (ESR)					X
	11 Pérdidas en redes agrarias (PRA)					X
	12 Pérdidas en redes urbanas (PRU)					X
	13 Superficie relativa secano (SRS)			X		
	14 Estado de las masas de agua (DMA)	X				
	15 Origen del recurso (OR)	X				
	16 Relevancia social del sector agrario (RSA)		X			
	17 Relevancia social del sector agrario (RSA)		X			
	18 Relevancia económica del sector agrario (REA)				X	
	19 Relevancia económica del sector urbano (REU)				X	
Cap. Adaptación	21 Participación pública PH (PPPH)			X		
	22 Participación pública PES (PPPE)			X		
	23 Diversidad órganos de gestión (DOG)			X		
	24 Adecuación del Plan a DMA (PHDMA)			X		
	25 Confianza institucional (CI)			X		
	26 Plan Especial de Sequía (PES)			X		
	24 Plan Emergencia de Sequía (PEM)			X		
	27 Bancos de agua (BAG)			X		
	28 Decretos de sequía (DS)			X		
	29 Capacidad de embalse (CEM)					X
	30 Capacidad de desalación (CDSL)					X
	31 Capacidad de trasvase (CTRV)					X
	32 Capacidad de reutilización (CREU)					X
	33 Nº Docores (Nº D)			X		
	34 Nº Investigadores (Nº I)			X		
	35 Inversión en I+D+I (\$ I+D+i)				X	
	36 Comunicación del riesgo de sequía (CRS)			X		
	37 Percepción riesgo de sequía (PRS)			X		
	38 Adaptación PH cambio climático (PHCC)			X		
	39 Percepción cambio climático (PCC)			X		

Fuente: Elaboración propia

Como se puede observar, la sensibilidad está determinada en mayor medida por indicadores de naturaleza social (variables poblacionales) y con indicadores de naturaleza física (estado de las masas de agua, origen del recurso, superficie relativa de secano y *Water Explotation Index*), mientras que la capacidad de adaptación está determinada principalmente por indicadores

institucionales (los relativos a participación pública, percepción, cumplimiento de legislación, herramientas de gestión, comunicación y percepción del riesgo), y tecnológicos (principalmente infraestructuras de almacenamiento, distribución y aumento de oferta de agua). Una vez clasificados los indicadores en función de su dimensión, se calcula el peso relativo de cada una de las cinco dimensiones para identificar cuáles son las que en mayor medida determinan las condiciones vulnerables en la DHGB.

Figura 56. Gráfico radial de las dimensiones de la vulnerabilidad en la DHGB



Fuente: Elaboración propia

En la Figura 55 se representan unos resultados sin duda relevantes para avanzar conclusiones de esta Tesis: en la DHGB, los pesos relativos de las dimensiones de vulnerabilidad son mayores para las dimensiones institucional y física, con valores que alcanzan el 31,18 % y el 29,95 %, que para las dimensiones tecnológica, social y económica, que alcanzan el 15,35 %, el 12,69 % y el 10,52 % respectivamente.

Si se analizan con más detalle estos resultados, destacan los bajos resultados obtenidos para los indicadores relacionados con las percepciones sobre los efecto del cambio climático y la sequía, la baja confianza en las instituciones, y la persistencia del dominio hegemónico del

discurso de los enfoques catastróficos, reactivos y de medidas de emergencia en los medios de comunicación. También destacan los bajos valores que presentan los indicadores relativos a la adecuación e integración de los considerandos de la DMA y de las previsiones de cambio climático en los documentos de la planificación hidrológica. Además los bajos valores de capacidad de adaptación también se relacionan con el deficiente desarrollo de herramientas de gestión de sequías a través de las cuales se pueden introducir las ideas preventivas y de flexibilidad propias del paradigma de la gestión de riesgos. Destaca especialmente en este sentido el desfase y la limitada operatividad del Plan de Actuación en Situaciones de Alerta y Eventual Sequía, elaborado en el año 2007, y la ausencia de Planes de Emergencia para abastecimiento en poblaciones de más de 20.000 habitantes. Además algunas de las variables e indicadores que determinan el alto peso relativo de la dimensión física, al margen de la exposición natural al descenso de precipitaciones, se relacionan con un intensivo grado de explotación de los recursos hídricos., como el elevado estrés hídrico al que están sometidos los sistemas de explotación o los elevados valores que presentan los indicadores de estado de las masas de agua.

V. CONCLUSIONES



Paraje Natural Laguna de Medina. Autor

Esta Tesis Doctoral se proponía como objetivo general realizar y aplicar a un caso de estudio una propuesta metodológica para la evaluación y el análisis de la vulnerabilidad a las sequías a escala de Demarcación Hidrográfica, a través del cálculo de un Índice de Vulnerabilidad a la Sequía (IVS) y el uso de una serie de herramientas y técnicas para la interpretación de los resultados obtenidos que permiten profundizar en las causas específicas de la vulnerabilidad. Para ello, se parte del estudio y reflexión crítica de un **marco teórico de referencia** en el que es necesario contextualizar el trabajo. Esta revisión crítica identifica y explica la complejidad y la incertidumbre como propiedades inherentes de los riesgos naturales. De esta afirmación se derivan unas primeras conclusiones relativas a la necesidad de avanzar hacia un cambio de paradigma en las estrategias de gestión del riesgo que se aleje del enfoque más tradicional, definido por mecanismos estáticos y unidireccionales, y que incorpore procesos dinámicos, flexibles y capaces de integrar las diferentes perspectivas legítimas en la materia. Así, se recomienda situar el debate en el marco de los principios de la gobernanza adaptativa al responder a las necesidades que exige la gestión de los riesgos naturales, ya que introduce el aprendizaje, la flexibilidad, la consideración de distintas alternativas y el carácter participativo y colaborativo en el proceso de toma de decisiones como principales herramientas para lograr una adaptación eficaz ante la variabilidad e incertidumbre que plantean los riesgos.

Como consecuencia de la importancia de los factores sociales e institucionales en la producción del riesgo y de la necesidad de avanzar en el conocimiento de las causas que provocan que dichos riesgos puedan derivar en desastres, los estudios sobre vulnerabilidad han suscitado un gran interés en los últimos años. Sin embargo, de la revisión de la evolución de los estudios de vulnerabilidad se concluye el reconocimiento de importantes avances en el plano teórico al tiempo que se plantean retos en relación a su traslación a marcos analíticos consistentes y coherentes con los debates teóricos de referencia. Además, los análisis de vulnerabilidad no deben limitarse a la identificación de las zonas vulnerables, sino que deben orientarse hacia el análisis de las condiciones que hacen a los sistemas vulnerables, ya que solo de esta manera se estará en disposición de debatir, orientar y priorizar las alternativas de reducción de las condiciones vulnerables y por tanto de reducir el riesgo.

En el caso concreto de las sequías, dadas sus características específicas en el ámbito de los riesgos, las evaluaciones de vulnerabilidad se convierten en un elemento central para que se produzca el cambio de paradigma desde la gestión de crisis a la gestión de riesgos, al identificar las causas que hacen a los sistemas vulnerables y que deben servir de base para orientar las estrategias de mitigación y reducción del riesgo. Así, entre los análisis de vulnerabilidad frente al riesgo de sequía se observa un importante número de estudios que, desde diferentes contextos, objetivos e interpretaciones, han desarrollado metodologías e índices para el cálculo y la evaluación de la vulnerabilidad. Sin embargo, la mayor parte de estos análisis se han centrado en los componentes climáticos del riesgo y el interés por los aspectos sociales e institucionales que determinan la sensibilidad y sobre todo la capacidad de adaptación ha sido muy residual. De hecho, este trabajo incorpora una definición propia del concepto de capacidad de adaptación que ha sido necesaria para situar el debate en los términos adecuados. *La cuidada tarea realizada con la revisión, el uso y la sistematización de los conceptos y términos centrales de este trabajo* (riesgo, vulnerabilidad, sequía, escasez, etc.) se ha convertido, en sí misma, en una primera y fundamental aportación de esta Tesis Doctoral.

Para superar las carencias observadas en las evaluaciones de vulnerabilidad a las sequías, derivadas tanto de la falta de coherencia entre los postulados teóricos y las metodologías ensayadas, como por el mayor peso otorgado a la componente física del riesgo frente a los aspectos socio-institucionales que determinan la sensibilidad y, aún en mayor medida, la capacidad de adaptación, la **propuesta metodológica** que se presenta en esta Tesis Doctoral propone partir del marco de referencia propuesto por el IPCC y proponer una necesaria integración de técnicas y herramientas que faciliten un completo desarrollo de variables e indicadores para cada uno de los componentes de la vulnerabilidad. En relación con la propuesta desarrollada, que resulta la *principal aportación de esta Tesis*, son varias las conclusiones obtenidas.

Por una parte, es necesario llamar la atención sobre el reto que ha supuesto el proceso de *aprendizaje de herramientas* como ArcGis o Atlas.ti y la *formación en técnicas propias de la investigación social* como el análisis institucional, técnicas participativas como la realización de in-depth interviews y el análisis de creencias y actitudes a través de cuestionarios, o bien el análisis de discursos de los actores sociales implicados y el análisis de contenidos de los medios de comunicación. Si bien es cierto que este planteamiento incorpora importantes

dificultades al trabajo realizado, también lo es que hacen posible trabajar con una *batería de indicadores sociales e institucionales que permiten superar las visiones más convencionales y dominantes en las evaluaciones de vulnerabilidad*. El contacto directo con los actores sociales implicados (usuarios, gestores y expertos) se convierte en central no solo para el mejor conocimiento de la cuenca piloto sino también para algunas fases del trabajo tan fundamentales como la validación de las variables incorporadas en el análisis, la valoración de algunos indicadores y la validación y discusión de los resultados.

Por otra parte, se reconocen las *dificultades derivadas de haber propuesto y trabajado con 39 indicadores* —algunos de los cuales se calculan de forma cualitativa— pero, al mismo tiempo, *se asume la oportunidad y necesidad de realizar un trabajo exploratorio de nuevas variables*, hasta ahora poco o nada medidas e integradas en este tipo de evaluaciones, que puedan ser ensayadas y matizadas en otras demarcaciones hidrográficas en el contexto europeo. Sirvan de ejemplo, los indicadores relacionados con la percepción o la comunicación del riesgo, aspectos fundamentales sobre los que se ha escrito de manera extensa en el plano teórico pero sobre los que se han realizado escasas mediciones que permitan su integración en evaluaciones de vulnerabilidad más amplias. En este sentido, otra de las aportaciones clave de esta Tesis Doctoral para el desarrollo de futuras investigaciones, así como de la práctica de la planificación del agua y las sequías, se concreta en el *diseño de las Fichas recogidas en los Anexos 2 y 3, a modo de guía detallada para facilitar evaluaciones y análisis de vulnerabilidad en otros ámbitos de estudio*. La complejidad y novedad de la propuesta metodológica realizada y, en especial, la selección de variables y la propuesta, cálculo, normalización e integración de indicadores, ha exigido la consulta y trabajo directo durante tres meses con los miembros del *Hazards and Vulnerability Research Institute de la Universidad de Carolina del Sur* (Estados Unidos), que han aportado una visión experta y externa que ha permitido discutir y confirmar algunas de las decisiones claves tomadas en el desarrollo de la metodología, así como en su aplicación práctica.

Por último, en relación a la propuesta metodológica, se ha conseguido avanzar en *nuevas formas de análisis de la vulnerabilidad que facilitan la valoración de resultados*, en particular, en la estructura de la vulnerabilidad, según sus distintos componentes (exposición, sensibilidad y capacidad de adaptación), a través de la *adaptación del triángulo de la estructura de la vulnerabilidad*, y en el *análisis de las dimensiones de la vulnerabilidad* (física, social, económica,

tecnológica e institucional) para identificar las causas específicas de dicha vulnerabilidad y, así, poder diseñar actuaciones concretas para prevenir y mitigar los efectos de sequías futuras.

En relación a la **cuenca piloto seleccionada** para aplicar la metodología propuesta, la Demarcación Hidrográfica del Guadalete-Barbate, se confirma su elección como estudio de caso, debido a su diversidad e interés en términos socio-territoriales e hidrológicos y al hecho particular de su elevada vulnerabilidad a la aparición de sequías, ya que para todos los escenarios analizados la ratio de explotación del recurso respecto a los recursos disponibles supera el 80 %. Por otro lado, se confirma también la importancia de realizar un análisis detallado de la evolución de la delimitación y estructura organizativa de la demarcación y las consecuencias, a efectos de gestión de recursos y riesgos, que de ello se derivan. Además, *se constata la importancia de trabajar a las escalas espaciales de Demarcación Hidrográfica, Sistemas de Explotación y Unidades de Demanda y a escalas temporales de los escenarios actual, 2021 y 2027*, ya que son las utilizadas por la planificación hidrológica. El uso de estas escalas, por tanto, facilita el diálogo entre investigadores y gestores, y por tanto, acerca las esferas de la ciencia y la política.

De la aplicación de la metodología propuesta al caso de estudio se derivan algunas conclusiones relativas a las **fuentes de información** utilizadas. Por un lado, se ha confirmado la *oportunidad de utilizar la información que se ha levantado e integrado en los nuevos planes hidrológicos de demarcación*. El volumen y complejidad de estos planes y sus documentos asociados (documentos iniciales, Esquemas de Temas Importantes, documentos de alegaciones, normativa, informe de sostenibilidad ambiental, etc.) plantea, en sí mismo, un reto importante a los investigadores y, más aún, en términos de consulta e información pública, a los legos en la materia. Basta apuntar que el *Plan Hidrológico de la Demarcación del Guadalete-Barbate se compone de una Memoria y 10 Anexos, con sus correspondientes Apéndices, que superan las 2.000 páginas*. Sin embargo, a pesar de los importantes esfuerzos realizados por la Administración sobre la forma, cantidad y calidad de la información ofrecida en los documentos de planificación, se observan importantes limitaciones relativas a la disponibilidad de información espacial, que en algunos casos es errónea o insuficiente. Es el caso, a modo de ejemplo, de la información relativa a las masas de agua de la Demarcación, que está desactualizada y presenta carencias importantes en algunas masas, o

de la información relativa a las Unidades Demanda, que directamente no se ha facilitado y ha obligado a realizar una *tarea de edición digital* de dicha información para poder proceder a la realización de algunos análisis. Es importante, por tanto, señalar la *necesidad de que los órganos competentes den acceso público a toda la información de referencia de la planificación hidrológica en los formatos adecuados*.

Por otro lado, se confirma la *utilidad de integrar fuentes de información alternativas y poco convencionales en las evaluaciones de vulnerabilidad a las sequías* como son los cuestionarios sobre actitudes en torno al uso del agua o el grado de confianza institucional o los discursos hegemónicos y alternativos que, en relación a los riesgos, se recogen en los medios de comunicación generadores de opinión.

En relación con los **resultados de la evaluación y análisis de la vulnerabilidad a la sequía** realizada en la Demarcación Hidrográfica del Guadalete-Barbate, cabe destacar que *la capacidad de adaptación es la componente de la vulnerabilidad que mayor peso tiene en el IVS*, lo que *confirma el interés y la necesidad de introducir las variables institucionales en los análisis de vulnerabilidad* y corrobora una de las hipótesis básicas de esta Tesis Doctoral. Por un lado, destacan los bajos resultados obtenidos para los indicadores relacionados con las percepciones sobre los efectos del cambio climático y la sequía, la baja confianza en las instituciones, así como la permanencia y el dominio hegemónico del discurso de los enfoques catastróficos, reactivos y de petición de medidas de emergencia en los medios de comunicación, que apunta a la necesidad de desarrollar estrategias de pedagogía social y de comunicación del riesgo que permitan superar los mitos y desinformaciones que existen en torno a los recursos y riesgos hídricos. Por otro lado, hay que señalar los bajos valores que presentan los indicadores relativos a la adecuación e integración de los considerandos de la Directiva Marco del Agua y de las previsiones de cambio climático en los documentos de la planificación hidrológica, de lo que se desprenden retos claros para la Administración en materia de asunción normativa. Por último, los bajos valores de capacidad de adaptación también se relacionan con el deficiente desarrollo de herramientas de gestión de sequías que permitan introducir el enfoque preventivo y flexible propio del paradigma de la gestión de riesgos. En este sentido, destaca de forma especial el desfase y la limitada operatividad del Plan de Actuación en Situaciones de Alerta y Eventual Sequía, elaborado en el año 2007, y la ausencia de Planes de Emergencia para abastecimiento en poblaciones de más de 20.000

habitantes, en lo que supone el principal reto pendiente por parte de la Administración en materia de planificación de sequías.

Los valores obtenidos en relación a la componente de sensibilidad indican que *las Unidades de Demanda Urbana (UDU) son, en general, menos sensibles que las Unidades de Demanda Agraria (UDA)*, debido fundamentalmente al mayor porcentaje de recursos superficiales para el abastecimiento a regadíos, que manifiestan antes los efectos del descenso de precipitaciones y, además, a que las UDA presentan valores medios inferiores para el indicador que caracteriza el estado de las masas de agua. Las UDA 1. Costa Noroeste, 4. Bajo Guadalete, 5. Guadalquivir y 13. Z.R. Barbate son las que presentan valores de sensibilidad más altos, siendo además las que mayor importancia tienen en cuanto al uso del agua y a la superficie. En todas ellas se prevé una reducción de la sensibilidad, en los escenarios futuros debido fundamentalmente a las previsiones de mejora de la eficiencia de los sistemas de riego y la reducción de las pérdidas en redes y conducciones. En lo que se refiere a las UDU, aunque los niveles de sensibilidad son relativamente bajos en todas ellas, en los escenarios futuros se prevé un aumento de la sensibilidad que se explica por las previsiones de mayores presiones sobre el recurso como consecuencia del aumento de los valores de los indicadores del factor población.

También se obtienen *resultados elevados para la dimensión física de la vulnerabilidad*, que se relaciona, además de con la *exposición natural* a la sequía propia de la Demarcación, con aspectos relacionados con una *gestión insostenible del recurso*, como demuestran los elevados niveles de presión que las distintas demandas ejercen sobre los recursos hídricos. Esta realidad deriva en un asumido déficit estructural en el escenario 2027 al que se une un estado deficiente de las masas de agua superficial y subterráneas, consecuencia de las presiones existentes y del uso intensivo de productos químicos (nitratos y cloruros principalmente) utilizados desde el sector agrario. Estos resultados apoyan la idea de que *la separación entre la gestión del recurso y la gestión del riesgo, entre la causalidad natural y la causalidad humana, entre la sequía y la escasez, es cada vez más difusa y cuestionable* y, por tanto, de *la urgente necesidad de integrar la gestión de los riesgos hídricos en la planificación y gestión del recurso agua*.

Por fin, tras las consideraciones realizadas, se valida la **hipótesis de partida** al confirmarse que el desarrollo y aplicación de nuevas metodologías de evaluación y análisis de la

vulnerabilidad a las sequías que cumplan las condiciones de integrar la complejidad y la incertidumbre asociadas a este fenómeno; incorporar herramientas y técnicas que faciliten inclusión de creencias, valores y percepciones, la mejor comprensión de los aspectos institucionales del ámbito de estudio y la exploración de nuevas variables de carácter social; asumir las relaciones multi-escalares y multi-temporales propias de los recursos y riesgos hídricos; y poder ser aplicadas a escala de Demarcación Hidrográfica para acercar las esferas de la ciencia y la política, permite conocer las causas específicas de la vulnerabilidad de una cuenca y, por tanto, mejorar los diagnósticos realizados hasta el momento y facilitar el diseño de acciones alternativas para mitigar los efectos de las sequías y aumentar la capacidad de adaptación de las poblaciones frente a episodios futuros.

Partiendo de estas conclusiones, podemos apuntar **retos y líneas de investigación futuras**, que se relacionan tanto con la mejora de la comprensión de las dinámicas que generan el riesgo de sequía, como con el desarrollo de modelos, variables e indicadores que permitan continuar el trabajo de exploración y mejora de los procesos de evaluación y análisis de la vulnerabilidad asociadas al riesgo de sequía, que deben ser compartidos con las administraciones responsables e integrados en los procesos de planificación. Así, se apunta el interés y la oportunidad de aplicar y validar la metodología propuesta en otras demarcaciones hidrográficas, así como explorar y desarrollar variables e indicadores capaces de considerar las características propias de los diferentes contextos y territorios para el cálculo del IVS.

Otra cuestión sobre la que hay que profundizar está relacionada con el desarrollo de metodologías capaces de introducir nuevas variables relativas a los efectos del cambio climático en los recursos hídricos y, por tanto, de mejorar la consideración de la incertidumbre climática en los procesos de evaluación. En este sentido, resulta de especial interés la oportunidad de integrar las diferentes metodologías propuestas por el *downscaling* con las previsiones sobre la disponibilidad del recurso agua.

La incorporación de variables relacionadas con los seguros agrarios se plantea como una línea de investigación fundamental para una mejor comprensión de la significación y la gestión de la sequía en este sector. De hecho, el rol central del sector agrario en el riesgo de sequía sitúa este asunto como una de las líneas prioritarias de investigación, pudiéndose

afirmar que hasta que no se comprenda en toda su extensión y se introduzca adecuadamente el funcionamiento de los sistemas de seguros agrarios en los análisis de vulnerabilidad, estos análisis no se podrán abordar en su totalidad. Para ello es necesario superar cuestiones básicas ligadas al acceso a la información relativa a los seguros que generan tanto las administraciones estatales y autonómicas, las asociaciones y federaciones agrarias, así como las propias agencias y empresas aseguradoras.

La diversidad de fuentes de información y las diferentes herramientas y técnicas de análisis utilizadas en el diseño y aplicación de la propuesta metodológica de esta Tesis Doctoral, sobre las que se debe seguir avanzando, recomiendan abordar la medición de los indicadores de exposición, sensibilidad y capacidad de adaptación en el contexto de equipos multidisciplinares. En este sentido, se apunta el interés de abordar este tipo de análisis mediante el uso de bases de datos geográficas relacionales, como PostGIS, que además de facilitar el trabajo de ordenación y consulta de datos, puede ser utilizada para realizar análisis de prospección sobre la evolución de los indicadores, los componentes y la vulnerabilidad. Todo ello, facilita avanzar en el desarrollo de nuevas herramientas participativas y colaborativas a través de técnicas de gamificación y el empleo de geovisores, con objeto de fortalecer la participación pública en el proceso de evaluación, facilitar el diálogo y la implicación de las administraciones responsables y mejorar el acceso y la difusión de la información para distintos usuarios y la ciudadanía en general. Estos son, precisamente, algunos de los objetivos y de las tareas que se están desarrollando en el proyecto EVALSOC, a cuyo equipo de investigación pertenece el autor de esta Tesis Doctoral.

Conclusions

The objective of this doctoral thesis was to apply a methodological proposal to a case study; the methodology aims to evaluate and analyse the vulnerability to drought of river basins by calculating DVI and using different techniques and tools in the interpretation of the results, with the ultimate aim of gaining a better understanding of the specific causes of vulnerability. I began with the study and critical assessment of the work's **theoretical framework of reference**. This review defined and explained complexity and uncertainty as properties which are an inherent part of natural risks. This underlines the need to develop a new strategic paradigm based on the management of risk and dynamic, and flexible perspectives capable of incorporating all legitimate opinion, and also the need to abandon traditional approaches, which are based on static and unidirectional mechanisms. The debate must, therefore, be situated within the framework of adaptive governance and respond to the challenges posed by the management of natural risk. Indeed, this perspective assumes learning, flexibility and the ability to consider different alternatives, as well as the collaborative and participative nature of the decision-making processes, as the only tools which efficaciously adapt to the uncertainty presented by risk.

As a consequence of the importance of social and institutional factors in the production of risk and the need to advance our knowledge of the causes that turn such risks into disasters, vulnerability studies have received much attention in recent years. However, my review of the evolution of vulnerability studies concluded that, although considerable progress has been made from a theoretical perspective, the translation of these advances to consistent analytical frameworks is still insufficient. Likewise, vulnerability analysis cannot stop at identifying vulnerable areas, but must also try to discern what conditions make systems vulnerable. Only in this way will we be able to prioritise the reduction of the conditions that lead to vulnerability and risk.

Given the specific characteristics of drought, vulnerability assessment becomes an absolutely crucial tool for a change in the management paradigm, from one based on crisis to one based on risk; only if we know the factors that make systems vulnerable can we design the correct mitigation and risk-reducing measures. The literature on draught vulnerability is full of methodologies which are from different contexts, and have different

aims and interpretations, but all aim to assess vulnerability. However, most of these analyses have focused on climatic risk factors, while hardly any attention has been paid to social and institutional factors, which determine the sensitivity and the adaptability of systems. In fact, this work uses its own definition of adaptability, without which the debate could not be situated on the appropriate wavelength. *The contribution of this doctoral thesis begins with the careful definition, systematisation and use of the debate's key terms.*

In order to overcome shortcomings observed in other drought vulnerability assessment methodologies, shortcomings which derived either from a lack of coherence between the theoretical postulates and the practical methodologies, or from the greater importance attributed to the physical factors of risk rather than the socio-economic factors which determine sensitivity and, to an even greater extent, adaptability, this doctoral thesis has proposed its own methodology. **This methodology** is based on the framework of reference presented by the IPCC, and it advocates the integration of techniques and tools which can be used to fully exploit the variables that indicate vulnerability factors. The conclusions extracted from the application of this methodology constitute *the main contribution of this thesis.*

First, I must highlight the challenge posed by using a combination of tools such as ArcGis and Atlas.ti; *techniques from the social sciences*, such as institutional analysis; and also interactive techniques, such as in-depth interviews, the questionnaire-based analysis of beliefs and attitudes, and the analysis of media content. Although learning all these techniques added a component of difficulty to the work, this process resulted in a *set of social and institutional indicators which are enormously useful for overcoming dominant and conventional views on vulnerability.* The direct contact with the social agents involved (users, managers and experts), is not only essential for the case study, but for other stages of the work as well, such as the validation of the variables included in the analysis, the evaluation of some indicators, and the validation and discussion of results.

Another added difficulty was working simultaneously with 39 indicators, some of which are qualitative in nature. On the positive side, *this created the opportunity to explore hitherto little-known variables*, which can now be used and refined for studying other European river basins. Clear examples of these variables are the indicators related to the perception and

communication of risk, since these are issues which have been amply treated in theoretical discussions but seldom been measured or used in broader vulnerability studies. In this regard, another key contribution of this doctoral thesis, both to future academic studies and the water and drought-planning policies, is the *design of the Record Sheets in Appendix 2 and 3, which can be used in other vulnerability assessment and analysis studies*. The complexity and innovative character of the proposed methodology, and especially the selection of variables and the proposal, calculation, normalisation and integration of indicators, demanded a three-month intensive collaboration with the team of the *Hazards and Vulnerability Research Institute of South Carolina University* (United States), whose expertise was extremely valuable for refining and confirming certain methodological decisions, both in the design and implementation stages.

Finally, also in relation to the methodological proposal, *new approaches to the analysis of vulnerability which facilitate the assessment of results have been explored*, especially concerning the tripartite structure of vulnerability (exposure, sensitivity and adaptability) *by adapting the vulnerability triangle and analysing the dimensions of vulnerability* (physical, social, economic, technological and institutional); this exploration was undertaken in order to identify the specific causes of vulnerability and thus facilitate the creation of specific measures which help to prevent and mitigate future droughts.

The peculiarities of **the case study selected** for the application of the methodology – the Guadalete-Barbate River Basin – both in terms of socio-territorial and hydrological characteristics and of its vulnerability to drought (in all scenarios the exploitation-availability ratio is over 80%) – confirm the suitability of the selection. The importance of undertaking a detailed analysis of the evolution and delimitation of the basin's institutional structure, as well as the effect of these factors on the management of resources and risk, was also confirmed. *This work also underlines the importance of working in different geographical-river basin, exploitation system and demand unit, as well as the importance of using different temporal scales – 2021 and 2027–* which are the same scales in use for river planning. The use of these scales facilitates the dialogue between researchers and managers, and, therefore, research and politics.

The application of the methodology to the case study led to several conclusions being made concerning the **data sources used**. On the one hand, *it has been proven that the information conveyed by the new basin plans is extremely valuable*. The volume and the complexity of these plans, and their associated documents (initial documents, important issues-schemes, allegations, normative, environmental sustainability assessment, etc.) can pose a challenge for researchers, especially for those who are not familiar with this kind of public document. For instance, *the Plan Hidrológico de la Demarcación del Guadalete-Barbate includes a main document and 10 attached documents, with appendices – a total of over 2,000 pages*. Even so, and despite the efforts made by public agencies to increase the volume and quality of the information conveyed by planning documents, spatial information is still in short supply, if not erroneous. This is the case, for instance, with regard to the information on water masses in the Guadalete-Barbate Basin: the plan is obsolete and offers misleading figures with regard to several water masses. Also, the information relative to demand units is absent, and I was forced to edit the information digitally before I could use it in some analyses. It is important, therefore, that *the relevant agencies ensure the information on which planning is based is made available in the appropriate formats*.

On the other hand, this thesis confirms *the value of incorporating alternative and unconventional data sources in analyses of drought vulnerability*: for example, questionnaires on attitudes towards water use, the degree of institutional trust, and the hegemonic and alternative discourses reproduced by the opinion-generating media.

In connection with the results of the drought vulnerability assessment and analysis carried out in the Guadalete-Barbate Basin, we may highlight that *adaptability is the most significant factor in the DVI, which confirms the pertinence of incorporating institutional variables into the analysis* – one of this thesis's basic premises. On the one hand, the indicators reveal that there is little awareness of the relationship between climate change and drought, that institutions are in general not highly trusted, and that the traditional, catastrophist, reactive discourse, as well as the demanding of emergency measures through the media, still predominate. This suggests that we need to implement social pedagogy strategies which, while communicating the notion of risk, also help to dispel persistent myths and false facts surrounding water resources and risk. On the other hand, both the implementation and consideration of the instructions set out in the WFD and of climate change-related forecasts score low values,

which sets an important normative challenge for the public agencies. Finally, the low adaptability scores are also related to the deficient development of the drought-management tools which facilitate the adoption of the preventive and flexible approach inherent to the risk-management paradigm. This is especially the case concerning the obsolescence and low operational value of the emergency and drought plans enacted in 2007, and the total lack for emergency supply plans for localities with more than 20,000 inhabitants. This is the main challenge for the relevant agencies with regard to drought planning.

The values obtained by sensitivity indicators indicate that *urban demand units (UDU) are, in general, less sensitive than agrarian demand units (ADU)*, owing largely to the higher dependence of the latter on surface water resources, which are the first to be affected by a low precipitation regime. Also, the ADU score lower using the indicator that characterises the state of water masses: UDA 1. Northwest coast, 4. Lower Guadalete, 5. Guadalquivir and 13. Z.R. Barbate, present the highest sensitivity scores, and are also the largest in terms of area and water use. In all cases, the forecast is that their sensitivity will drop essentially as a consequence of the predicted improvement in the efficiency of irrigation systems and the reduction of network wastage. Concerning the UDU, although sensitivity scores are, in relative terms, consistently low, the prediction is that they will increase owing to increased demand (related to demographic growth).

Other variables, such as those related to *the physical dimension of vulnerability and natural exposure yield high scores, which leads me to conclude that the current management regime is unsustainable*, owing to the excessive pressure being put on resources. The forecast for 2027 is of structural deficit. In addition, the conditions of surface and underground water masses are deficient, owing to excessive pressure and the use of agricultural chemicals (nitrates and chlorides). These results support the idea that *the practice of separating resource and risk management, natural and human causality is, at best, questionable. There is an urgent need to integrate the management of resources and risk in water-planning policies.*

These conclusions validate the **starting hypothesis**. It was confirmed that the application of new drought vulnerability-assessment methodologies, which integrate complexity and uncertainty, use tools and techniques that allow for the incorporation of beliefs, values and

perceptions into the analysis. It was also confirmed that these methodologies incorporate techniques of institutional analysis; that they explore new social variables; that they assume the multi-scale and multi-temporal reality of water resources and risk; and, finally, that they can be applied to hydrographic basins in order to harmonise research and politics. By shedding light on the specific causes behind vulnerability, the methodology contributes to improved diagnostics and the more efficient design of alternative mitigating measures and increased adaptability before future episodes.

These conclusions led us to define a series of **future challenges and avenues of research**, which are both related to a better understanding of the dynamics that result in drought risk and to the development of models, variables and indicators which allow for a better drought vulnerability assessment and analysis methodology. These new methodologies must be shared with the planning agencies. The possibility of applying, and further validating, the methodology proposed in other hydrographic basins is open to us; we need to define variables and indicators that are capable of reflecting the characteristics of different contexts and territories in order to guarantee adequate measurement of the DVI.

Another interesting avenue for future work is related to the development of methodologies which are capable of considering the effect of climate change-associated variables on water resources and, therefore, also related to constructing a more accurate representation of uncertainty in the assessment processes. Especially of note is the opportunity to integrate the different downscaling methodologies into water-availability forecasts.

I believe that the inclusion of variables related to agricultural insurance is a fundamental subsequent step in understanding the meaning and management of drought in the agricultural sector. The central role played by the agricultural sector in drought risk makes this a priority research topic; it may be said that until agricultural insurance is not fully incorporated into vulnerability analyses, these analyses will not reach their full potential. For this reason, it is important to overcome some basic problems related to access to insurance-related information, which are posed by the public agencies (both national and regional), agricultural associations and the insurance companies.

The diversity of data sources and the different data sources, tools and analytical tools used in the design and application of the methodological proposal set out in this thesis should be further developed, and it is suggested here that the measurement of indicators of exposure, sensitivity and adaptability should be undertaken by multidisciplinary teams. For instance, the use of relational geographical databases, such as PostGIS, is of enormous interest. In addition to making it easy to search and organise information, these databases can be used to carry out survey analyses on the evolution of the indicators, the components and the vulnerability values. All of this leads to the development of participative and collaborative tools through gamification techniques and the use of Geovisor. This strengthens public participation in the evaluation process, facilitates dialogue and the involvement of the relevant agencies, and makes information more accessible for stakeholders and the public. These are some of the targets of project EVALSOC, a project in which the author of this thesis participates.

BIBLIOGRAFÍA

- ADGER, W.N. (2006): "Vulnerability", *Global Environmental Change*, 16 (3): 268–281.
- AGUILERA, K. F. (2001): "Cambios sociales e institucionales para la gestión ambiental", *Riesgo Ambiental*, 22: 33-40.
- AGNEW, C. T. (1999): "Using SPI to identify drought", *Drought Network News*, 12 (1): 6-12.
- ANTWI-AGYEI, P., FRASER, E. D., DOUGILL, A. J., STRINGER, L. C. y SIMELTON, E. (2012): "Mapping the vulnerability of crop production to drought in Ghana using rainfall, yield and socioeconomic data", *Applied Geography*, 32(2): 324-334.
- AQUA-RIBA (2015): *Aqua-Riba. Guía para la incorporación de la gestión sostenible del agua en áreas urbanas*. <https://www.upo.es/gbf/giest-dav/GIEST/eventos/AquaRiba.pdf>
- ALCÁCER, C. (2015): *Modelización de los recursos hídricos: herramientas de apoyo a la decisión e información (HADI) en condiciones de incertidumbre*. Tesis Doctoral. Universidad Pablo de Olavide, de Sevilla.
- ALCAMO, J., DÖLL, P., KASPAR, F., y SIEBERT, S. (1997): *Global change and global scenarios of water use and availability*, *An Application of WaterGAP1.0*. Kassel: University of Kassel.
- ALEXANDER, D., BARBAT, R., CARREÑO, M., KIEMBERGER, S., MINIATI, R. *et al.*, (2010): "Generic conceptual framework for vulnerability measurement". WP 2 "Building the new framework and the guidelines". D 5.
- ALEXANDER, D., BARBAT, R., CARREÑO, M., KIEMBERGER, S., MINIATI, R. *et al.*, (2011): "Methods for the Improvement of Vulnerability Assessment in Europe". MOVE handbook compendium. WP 4. Development of outcomes, D 4.2.
- ALLAN, J. A. (2005): "Water in the Environment/Socio-Economic Development Discourse: Sustainability, Changing Management Paradigms and Policy.", *Government and Opposition*, 40 (2):181-99.
- ALLEY, W. M. (1984): "The Palmer Drought Severity Index: Limitations and assumptions", *Journal of Climate and Applied Meteorology*, 23: 1100-1109.
- ALWANG, J., SIEGEL, P. B., y JOERGENSEN, S.L. (2001): "Vulnerability: a view from different disciplines". Social Protection Discussion Paper Series, Social Protection Unit, Human Development Network, the World Bank.

- ARROJO, P. (s.f): “Mercados públicos para gestionar la escasez”. Guía Nueva Cultura del Agua. Fundación Nueva Cultura del Agua (<http://www.fnca.eu/>)
- ARROJO, P. (2003): El Plan Hidrológico Nacional. Una cita frustrada con la historia. Barcelona: RBA libros-integral.
- ARROJO, P. (coord.): *El Plan Hidrológico Nacional a debate*. Bilbao. Bakeaz.
- ARROJO, P., y NAREDO, J. M. (1997): *La gestión del agua en España y California*. Bilbao: Bakeaz.
- ASSIMACOPOULOS, D., KAMPRAGOU, E., ANDREU, J., BIFULCO, C., DE CARLI, A., DE STEFANO, L., SUSANA, D., GUDMUNDSSON, L., HARO-MONTEAGUDO, D., MUSOLINO, D., PAREDE-ARQUIOLA, J., REGO, F., SEIDL, A., URQUIJO, J., VAN LANEN, H. y WOLTERS, W. (2014): “Future drought impact and vulnerability—case study scale”. DROUGHT-R&SPI Technical Report No. 20
- AXELROD, R. (1997): *The complexity of cooperation*. Princeton: Princeton Univeristy Press.
- BAYÉS, C. RIBAS, A. y SAURÍ, D. (2003): “Sequía y prensa regional en la cuenca del río Murga (Girona)”, *Geographicalia*, 44, 123-144.
- BHATTACHARYA, S. y DAS. A., (2007): “Vulnerability to drought, cyclones and floods in India”. European Commission BASIC project, BASIC project paper, 9
- BECK, U. (1986): *Risikogesellschaft. Auf dem Weg in eine andere Moderne*. Suhrkamp; 1. Aufl., Erstausg edition.
- BECK, U. (1992): *Risk Society. Towards a new modernity*. Sage Publications.
- BECK, U. (2000): “Retorno a la teoría de la sociedad del riesgo”, *Boletín de la Asociación de Geógrafos Españoles* (A.G.E.), 30: 9-20.
- BECK, U. (2009): *World at risk*. Cambridge: Polity Press.
- BECK, U. (2013): “Risk, class, crisis, hazards and cosmopolitan solidarity / risk community – conceptual and methodological clarifications”, *Fondation maison des sciences de l’homme . Collège d’études mondiales*, 31: 1-11.
- BEGUERÍA, S., VICENTE SERRANO, S, REIG, F. y LATORRE, B. (2014): “Standardized precipitation evapotranspiration index (SPEI) revisited: parameter fitting, evapotranspiration models, tools, datasets and drought monitoring”, *International Journal of Climatology*, 34 (10): 3001-3023.

- BENFORD, R. D. y SNOW, D. A. (2000): "Framing processes and social movements: An overview and assessment, *Annual Review of Sociology*, 26: 611-639.
- BERGER, L. y LUKMANN, T. (1966): *The social construction of reality*. New York: Penguin Books.
- BERKES, F. y FOLKE, C. (eds.) (1998): *Linking sociological and ecological systems: management practices and social mechanisms for building resilience*. New York: Cambridge University Press.
- BERKES, F., COLDING, F. J., FOLKE, C. (2003): "Introduction", en Berkes, F., Colding, J., Folke, C. (eds.): *Navigating Social-Ecological Systems: building resilience for complexity and change*. New York: Cambridge University Press.
- BHOLE, H-G., (2001): "Vulnerability and Criticality: Perspectives from Social Geography", *IHDP Update 2/2001, Newsletter of the International Human Dimensions Programme on Global Environmental Change*, 1-7.
- BIRKMANN, J. (2006): "Measuring vulnerability to promote disaster-resilient societies: Conceptual frameworks and definitions", en Birkmann, J. (ed.), *Measuring vulnerability to natural hazards. Towards Disaster Resilient Societies*, 1 ed. París: United Nations University Press, 9-55.
- BIRKMANN, J. (2007): "Risk and vulnerability indicators at different scales: Applicability, usefulness and policy implications", *Environmental Hazards*, 7: 20-31.
- BIRKMANN, J. (2011): "Regulation and coupling of society and nature in the context of natural hazards- Different theoretical approaches and conceptual frameworks and their applicability to analyze social-ecological crises phenomena", en Braunch, H.G., Oswald Spring, U., Kamari-Mbote, P., Mesjasz, C., Grin, J., Chourou, B., Dunay, P. y Birkmann, J. (eds.), *Coping with global environmental change, disasters and security threats, challenges, vulnerability and risks*. Berlín: Springer.
- BIRKMANN, J. (2013): "Measuring vulnerability to promote disaster-resilient societies and to enhance adaptation: Conceptual frameworks and definitions", en Birkmann, J. (ed.), *Measuring vulnerability to natural hazards. Towards Disaster Resilient Societies*, 2 ed. París: United Nations University Press, 9-55.
- BIRKMANN, J., CARDONA, O., CARREÑO, M. L., BARBAT, A. H., PELLING, M., SCHNEIDERBAUER, S., KIENBERGER, M., KEILER, D., ALEXANDER, D. ZEIL, y WELLE, T. (2013): "Framing vulnerability, risk and societal responses: the MOVE framework", *Natural Hazards*, 67(2): 193-211.

- BLAIKE, P. CANNON, T., DAVIS, I. y WISNERS, B. (1996): *Vulnerabilidad. El entorno social, político y económico de los desastres*. Red de Estudios Sociales en Prevención de Desastres en América Latina.
- BOGARDI, J. y BIRKMANN, J. (2004): "Vulnerability Assessment: The first Step Towards Sustainable Risk Reduction", en Malzahn, D. y Plapp, T. (eds.), *Disaster and Society-from Hazard Assessment to Risk Reduction*. Berlin: Logos Verlag, 75-82.
- BRAND, F. S., y JAX, K. (2007): "Focusing the Meaning(s) of Resilience: Resilience as a Descriptive Concept and a Boundary Object", *Ecology and Society*, 12 (1).
- BROOKS, N. ADGER, N. y KELLY, M. P.ooks N, (2005): "The determinants of vulnerability and adaptive capacity at the national level and the implications for adaptation", *Global Environ Change* 15 (2): 151-163.
- BRUFAO, P. (2012): "El régimen jurídico de las sequías: crítica a la regulación extraordinaria y urgente de un fenómeno natural y cíclico propio del clima", *Revista de Administración Pública*, 187: 199-239.
- CALVO GARCÍA TONEL, F. (2001): *Sociedades y Territorios en riesgo*. Ediciones de Serbal.
- CARDONA, O. D. (1993): "Evaluación de la amenaza, la vulenrabilidad y el riesgo 'Elementos para el Ordenamiento y la Planeación del Desarrollo' ", en Maskrey, A. (comp.), *Los desastres no son naturales*. Red de Estudios Sociales en Prevención de Desastres en América Latina, 45-63.
- CARDONA, O. D. (2001): *Evaluación holística del riesgo sísmico utilizando sistemas dinámicos complejos*. Tesis Doctoral. Universidad Politécnica de Cataluña.
- CARDONA, O. D. y HURTADO, J. E. (2000): "Holistic seismic risk estimation of a metropolitantcenter", *Proceedings of 12th World Conference of Earthquake Engineering*, Auckland, New Zeland.
- CARDONA, O. D., VAN AALST, M. K., BIRKMANN, J., FORDHAM, M., Mc GREGOR, G., PEREZ, R., PULWARTY, R. S., SCHIPPER, E. L. Y SINH, B. T. (2012): *Determinants of Risk: Exposure and Vulnerability. Managing the Risks of Extreme Events and Disasters to Advance Climate Change Adaptation*. A Special Report of Working Groups I and II of the Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC), H. Decamps and M. Keim (eds.). Cambridge and New York: Cambridge University Press.

- CARREÑO, M. L., CARDONA, O. D. y BARBAT, A. H. (2005): “Sistema de Indicadores para la Evaluación de Riesgos”. Monografía CIMNE IS-52. Universidad Técnica de Cataluña.
- CARREÑO, M. L., CARDONA, O. D. y BARBAT, A. H. (2007a): “Urban seismic risk evaluation: A holistic approach”, *Journal of Natural Hazards*, 40 (1): 137-172.
- CARREÑO, M. L., CARDONA, O. D. y BARBAT, A. H. (2007b): “A disaster risk management performance index”, *Journal of Natural Hazards*, 41(1), 1-20.
- CHAMBERS, L. (2006): “Vulnerability, Coping and Policy” (editorial introduction), en IDS Bulletin, 37 (4): 33-40.
- CHANDRASEKAR, K., SAI, M. S., ROY, P. JAYARAMAN, V., KRISHNAMOORTHY, R. (2009): “Identification of agricultural drought vulnerable areas of Tamil Nadu, India using gis-based multi criteria analysis”, *Asian Journal of Environmental Disaster Management*, 1 (1): 40-61.
- CIUREAN, R., SCHRÖTER, D., y GLADE, T. (2013): “Conceptual Frameworks of Vulnerability Assessments for Natural Disasters Reduction”, en Tiefenbacher, J. (ed), *Approaches to Disaster Management - Examining the Implications of Hazards, Emergencies and Disasters*, 3-32.
- CLAVERO, J. (2008): “El barbate: un río atlántico con pulso mediterráneo”, en *Río Barbate*. Sevilla: Agencia Andaluza del Agua, Consejería de Medio Ambiente, Junta de Andalucía, 97-105.
- COBURN, A. W., SPENCER, R. J., POMONIS, A. (1991): *Vulnerabilidad y evaluación del riesgo*. PNUD/UNDRO.
- COMMON, M. y PERRINGS, C. (1992): “Towards an ecological economics of sustainability”, *Ecological Economics* 6: 7-34.
- CONESA GARCÍA, C. y CALVO GARCÍA-TONEL, F. (2003): “Los procesos de riesgo con origen natural : una constante en la relación entre hombre y medio”, *AREAS Revista internacional de ciencias sociales*, 23: 5-16.
- CONSTANZA, R., WAINGER, L., FOLKE, C y MÄLER, K-G. (1993): “Modeling complex ecological economic systems: toward an evolutionary, dynamic understanding of people and nature”, *BioScience*, 43: 545-555.
- COREL, R., CRAMER, W., SCHELLNHUBER, H. J. (2001): “Methods and models of vulnerability research, analysis and assessment”. Symposium at Potsdam Sustainability Days, Potsdam.

- CORREIRA, F. N., SANTOS, M^a, A. y RODRIGUES. R. R. (1987): "Engineering risk in regional drought studies", en Duckstein y Plate (eds.): *Engineering Reliability and Risk in Water Resources*. Boston: Martinus Nijhoff Publishers, 61-86.
- COSTA, L., KROPP, J. (2013): "Linking components of vulnerability in theoretic frameworks and case studies", *Sustainability Science*, 8 (1):1-9.
- CRUZ VILLALÓN, J. (1996): "El mapa de la política de colonización en Andalucía", *Investigaciones geográficas*, 16: 21-34.
- CUTTER, S. L. (1996): "Vulnerability to environmental hazards", *Progress in Human Geography*, 20 (4): 529-539.
- CUTTER, S. L. (2003): "The Vulnerability of Science and the Science of Vulnerability", *Annals of the Association of American Geographers*, 93(1): 1-12.
- CUTTER, S. L. (2008): "A place-based model for understanding community resilience to natural disasters", *Global Environmental Change*, 18 (4):598-606.
- CUTTER, S. L., MITCHEL, J. T. y SCOOT. M. S. (2000): "Revealing the vulnerability of people and places: A Case Study in Georgetown, County, South Carolina", *Annals of the association of American Geographers*, 90 (4): 713-737.
- CUTTER, S. L., BORUFF, B. J. y SHIRLEY, W. L. (2003): "Social Vulnerability to Environmental Hazards", *Social Science Quarterly*, 84 (2): 242-261.
- CUTTER, S. L. y FINCH, C. (2008): "Temporal and spatial changes in social vulnerability to natural hazards", *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 105 (7): 2301-2306.
- CUTTER, S. L., EMRICH, C., WEBB, J., y MORATH, J. (2009): "Social Vulnerability to Climate Variability Hazards: A Review of the Literature". Final Report to Oxfam America.
- CUTTER, S. L., BURTON, C., y EMRICH, C. (2010): "Disaster Resilience Indicators for Benchmarking Baseline Conditions", *Journal of Homeland Security and Emergency Management*, 7 (1), 51.
- CUTTER, S. L., ASH, K. D., y EMRICH, C. (2014): "The geographies of community disaster resilience", *Global Environmental Change*, 29: 65-77.
- DAVIDSON, R. (1997): *An urban earthquake disaster risk index*. Report No. 121, The John A. Blume Earthquake Engineering Center, Stanford.

- DE STEFANO, L. GONZÁLEZ TÁNAGO, I, BALLESTEROS, M., URQUIJO, J., BLAIHUT, V., STAGGE, J. H. y STAHL, K. (2015): *Methodological approach considering different factors influencing vulnerability—pan-European scale*. DROUGHT-R&SPI Technical Report No. 26
- DEEMS, H. J. (2010): *Vulnerability of rural communities in the Mediterranean region to climate change and water scarcity: the case of Cyprus*. Tesis Doctoral. Universidad Autónoma de Barcelona.
- DEL CAMPO, A. (2008): “Impactos económicos , sociales y ambientales de la sequía”, en *Gestión y Planificación de la Sequía*. Madrid.Ministerio de Medio Ambiente, Medio Rural y Marino.
- DEL MORAL, L. (1991): *La Obra Hidráulica en la Cuenca Baja del Guadalquivir (Siglos XVIII-XX)*. Sevilla: Universidad de Sevilla.
- DEL MORAL, L. (1996): “Sequía y crisis de sostenibilidad del modelo de gestión” hidráulica, en Valladares, P. Dorta, P. y Marzol, M. V. (coords.), *Clima y agua. La gestión de un recurso climático*. Madrid: Tabapress.
- DEL MORAL, L. y PEDREGAL, B. (2002): "Nuevos planteamientos científicos y participación ciudadana en la resolución de conflictos ambientales", *Documents D'anàlisi Geogràfica*, 40: 121-134.
- DEL MORAL, L. y PITA LÓPEZ, M^a.F. (2002): “El papel de los riesgos en las sociedades contemporáneas”, en Ayala Carcedo, F. y Olcina Cantos, J. (eds): *Riesgos Naturales*, Barcelona, Ariel Ciencia.
- DIETZ, T., OSTROM, E. y STEM, P. (2003): “The struggle to govern the commons”, *Science*, 302: 1907-1912.
- DILLEY, M., y BOURDREAU, T. (2001): “Coming to terms with vulnerability: A critique of the food security definition”, *Food Policy*, 26: 229-247.
- DOUGLAS, M. (1996): *La aceptabilidad del riesgo según las ciencias sociales*. Barcelona: Paidós.
- DOUGLAS, M. y Wildavsky, A. (1983): *Risk and Culture: An Essay on the Selection of Technological and Environmental Dangers*. Berkeley: University of California Press.
- DOW, K. (1992): “Exploring differences in our common future(s): the meaning of vulnerability to global environmental change”, *Geoforum*, 23, 417-436.

- DOWNING, T. E. y BAKKER, K. (2000): "Drought discourse and vulnerability".. Wilhite, D.W. (ed.), *Drought: A Global Assessment*, Natural Hazards and Disasters Series. London: Routledge Publishers.
- DOWNING, T. R. y PATWARDHAN, A., (2004): "Assessing Vulnerability for Climate Adaptation", en Lim, B y Spanger-Siegfried, E (eds.), *Adaptation Policy Frameworks for Climate Change: Developing Strategies, Policies, and Measures*, Cambridg: Cambridge University Press, 61-91.
- DUEÑAS, M. A. (2008): "La laguna de La Janda", en *Río Barbate*. Sevilla: Agencia Andaluza del Agua, Consejería de Medio Ambiente, Junta de Andalucía, 121-128.
- EC (European Comission) (2001): "Achieving Sustainable and Innovative Policies throught Participatory Goverance in Multilevel Context", *Progress Report, Framework V-Programme Project*. Brussels: European Comission.
- EC (European Comission) (2002): *Guidance on Public Participation in Relation to the Water Framework Directive. Active Involment, Consultation, and Public Acces to Information*. (www.europa.eu.int)
- EC (European Comission) (2007): *Communication from the Commission to the European Parliament and the Council on addressing the challenge of water scarcity and droughts in the European Union*. COM (2007), 414 final, Brussels.
- EC (European Comission) (2012): *European Commission (2012a) A blueprint to safeguard Europe's water resources*. COM (2012), 673 final, Brussels.
- ESTEVAM, A. (2003): "El Plan Hidrológico Nacional: destapando la olla", *Archipiélago: Cuadernos de crítica de la cultura*, 57: 43-57.
- ESTEVAN, A. y NAREDO, J. M. (2004): *Ideas y propuestas para una nueva política del agua en España*. Bilbao: Bakeaz.
- EEA (European Environmental Agency) (2005): *Vulnerability and adaptation to climate change in Europe*. Copenhagen: EEA Publications office.
- EEA (European Environmental Agency) (2009): *Water resources across Europe — confronting water scarcity and drought*. EEA Report No 2/2009. Copneham Publication office.
- EEA (European Environmental Agency) (2012a). *Water resources in Europe in context of vulnerability*. Copenhagen: Publications office.
- EEA (European Environmental Agency) (2012b). *Climate change, impacts and vulnerability in Europe 2012*. Copenhagen: Publications office.

- EDWARDS, D. C. y Mc KEE, T. B.(1997): *Characteristics of 20th century drought in the United States at multiple time scales. Atmospheric Science Paper No. 634.* Climatologu Report No. 97-2. Departament of Atmospheric Science Colordao State Unversity.
- EMBED IRUJO, A. (2013): “Las características del mercado de derechos de agua en España”, *Derecho y Ciencias Sociales*, 9: 90-110.
- EM-DAT (2016): The International Distaster Database. Centre for Research on Epidemiology Cente of Disasaters CRER (<http://www.emdat.be/>).
- ENGLE, N., BREMOND, A., MALONE, E.y MOSS, R. (2014): “Towards a resilience indicator framework for making climate-change adaptation decisions”, *Mitigation and Adaptation Strategies for Global Change*, 19 (8): 1295-1312.
- ERIKSEN, S. H. y KELLY, P. M (2007): “Developing credible vulnerability indicators for climate adaptation policy assessment”, *Mitigation and Adaptation Strategies for Global Change*, 12: 495-524.
- ESPLUGA, J., PRADES, A., GAMERO, N. y SLASPLUGA, J. (2009): “El papel de la confianza en los conflictos socioambientales”, *Política y Sociedad*, 42 (2): 255-273.
- FALKENMARK, M. (1989): "The massive water scarcity threatening Africa-why isn't it being addressed", *Ambio*, 2: 112-118.
- FAO (Food and Agriculture Organizatio) (1983): *The state of food and agriculture. World review: The situation in sub -saharan Africa. Women in developing agriculture.*Rome: Food and Agicultural Organization United Nations.
- FLORKE, M., LASSE, C., VIDARRUE, R., TRÖLZSCH, J., DWORAK, T., STEIN, U., MARINOVA, N., JASPERS, F., LUDWIG, F., SWART, R., GIUPPONI, C., BOSELLO, F. y MYSYAK, J. (2011): “Climate Adaptation – modelling water scenarios and sectoral impacts”. CESR – Center for Environmental Systems Research.
- FRIESE, S. (2012): *Atlas.ti 7 User guide and reference.* http://atlasti.com/wp-content/uploads/2014/05/atlasti_v7_manual_201312.pdf?q=/uploads/media/atlasti_v7_manual_201312.pdf
- FOLCH, R. (2003): “Los conceptos socioecológicos de partida. Principios ecológicos versus criterios territoriales”, en Folch, R. (ed.): *El territorio como sistema. Conceptos y herramientas de ordenación.* Barcelona. Diputación de Barcelona.

- FOLKE, C. (2006): "Resilience: the emergence of a perspective for social ecological system analysis", *Global Environmental Change*, 16: 253-267.
- FOLKE, C., CARPENTER, S., ELMQVIST, T., GUNDERSON, L., HOLLING, C. S. y WALKER, B. (2002): "Resilience and Sustainable Development: Building Adaptive Capacity in a World of Transformations", *A Journal of the Human Environment*, 31 (5): 437-440.
- FOLKE, C., COLDING, J. y BERKES, F. (2003): "Synthesis: building resilience and adaptive capacity in social-ecological systems", en Berkes, F., Colding, J., Folke, C. (eds.), *Navigating social-ecological systems: building resilience for complexity and change*. Cambridge, Cambridge University Press.
- FOLKE, C., HAHN, T., OLSSON, P., y NORBERG, J. (2005): "Adaptive governance of social-ecological systems", *Annual Review of Environment and Resources*, 30: 441-473.
- FOTI, R., RAMIREZ, A., y BROWN, C. (2014): "Response surfaces of vulnerability to climate change: the Colorado River Basin, the High Plains, and California", *Climatic Change*, 125: 429.
- FONTAINE, M. M., y STEINMANN, A. C. (2009): "Assessing vulnerability to natural hazards: impact-based method and application to drought in Washington state", *Natural Hazards Review*, 10 (1): 11-18.
- FUCHS, S., BIRKMANN, J., y GLADE, T. (2012): "Vulnerability assessment in natural hazard and risk analysis: current approaches and future challenges", *Natural Hazards*, 64 (3): 1969-1975.
- FUNTOWICZ, S. y RAVETZ, J. (1997): "Problemas ambientales, ciencia post-normal y comunidades de evaluadores extendidas", en González García, M.; J. A. López Cerezo, J.A. y Luján, J.L. (eds.): *Ciencia, tecnología y sociedad: lecturas seleccionadas*. Barcelona: Ariel.
- FUNTOWICZ, S. y RAVETZ, J. (2000): *La ciencia posnormal: ciencia con la gente*. Barcelona: Icaria.
- FÜSSEL, H. M. (2007): "Vulnerability: A generally applicable conceptual framework for climate change research", *Global Environmental Change*, 17: 155-167.
- FÜSSEL, H. M., y KLEIN, R. J. T. (2006): "Climate change vulnerability assessments: an evolution of conceptual thinking", *Climate Change*, 75: 301-329.
- GARCÍA, R. (2008): *Riesgo de sequía y vulnerabilidad socioeconómica en la Cuenca del Guadalentín*. Tesis Doctoral. Universidad de Murcia.

- GARCÍA, R. (2011): "Interdisciplinarietà y sistemas complejos", *Revista latinoamericana de metodología de las ciencias sociales*, 1 (1): 66-101.
- CALATRAVA, J. y GARRIDO, A. (2005): "Water markets under uncertain water supply". *European Review of Agricultural Economics*, 32 (2): 119-142.
- GAIN, A., GIUPPONI, C. y RENAUD, F. (2012): "Climate Change Adaptation and Vulnerability Assessment of Water Resources Systems in Developing Countries: A Generalized Framework and a Feasibility Study in Bangladesh", *Water*, 4: 345-366.
- GARROTE, L. y CUBILLO, F. (2008): "Drought risk and vulnerability in water supply systems", International Conference on Drought Management: Scientific and Technological Innovations. Zaragoza, España.
- GALLOPIN, A. (2006): "Linkages between vulnerability, resilience, and adaptive capacity", *Global Environmental Change*, 16 (3): 293-303.
- GELL-MAN, M. (1994): *El Quark y el Jaguar. Aventuras en lo simple y lo complejo*. Barcelona: Tusquets.
- GBETIBOU, G. A., y RINGLER, C. (2009): "Mapping South African farming sector vulnerability to climate change and variability, a sub national assessment". International Food Policy Research Institute (IFPRI) Discussion Paper 00885.
- GIBBS, W. J. y MAHER, J. V. (1967): "Rainfall deciles as drought indicators", *Bureau of Meteorology Bulletin* (48). Commonwealth of Australia, Melbourne.
- GIDDENS, A. (1999): *La tercera vía: la renovación de la socialdemocracia*. Madrid, Taurus.
- GIL OLCINA, A. y OLCINA CANTOS, J. (2000): "Circulación general y diversidad climática", en Gil Olcina, A. y Gómez Mendoza, J (coords.), *Geografía de España*. Barcelona: Ariel.
- GLASER, B. y STRAUSS, A. (1967): *The discovery of Grounded Theory*. Chicago: Aldine.
- GÓMEZ MENDOZA, J., y ORTEGA, CANTERO, N. (1987): "Geografía y regeneracionismo en España", *Sistemas*, 77: 77-89.
- GONZÁLEZ-TÁNAGO, I., URQUIJO, J, VILLARROYA, F., BLAUHUT, B., y DE STEFANO, L. (2016): "Learning from experience: a systematic review of assessments of vulnerability to drought", *Natural Hazards*, 80: 951-973.

- GROVES, D. G., KNOPMAN, D., LEMPERT, R. J., BERRY, S. H. y WAINFAN, L. (2008): "Presenting Uncertainty About Climate Change to Water Resource Managers", Rand Corporation, Santa Monica, California.
- GWP (GLOBAL WATER PARTNERSHIP) (2000): *Integrated Water Resources Management*. Technical Advisory Committee (TAC). Stockholm, Sweden.
- HAJER, M. A. (1995): *The politics of environmental discourse: Ecological modernization and the policy process*. Oxford, M. A: Clarendon Press.
- HAMOUDA, M., NOUR, EL-DIN, M. y MOUSRY, I. (2009): "Vulnerability Assessment of Water Resources Systems in the Eastern Nile Basin", *Water Resources Management*, 23: 2697-2725.
- HAYES, M.J (1999): "What is Drought? Drought indices". National Drought Mitigation Center. <http://drought.unl.edu/droughtbasics/>
- HAYES, M. J., SVOBODA, M. D., WILHITE, D. A., y VANYARKHO, O. V. (1999): "Monitoring the 1996 drought using the standardized precipitation index", *Bulletin of American Meteorological Society*, 80 (3): 429–438.
- HAYES, M. J., WILHELMI, O. V., y KNUTSON, C. L. (2004): Reducing drought risk: bridging theory and practice", *Natural Hazards Review*, 5 (2): 106-113.
- HEIM, R. (2002): "A Review of Twentieth-Century Drought Indices Used in the United States", *Bulletin of the American Meteorological Society*, 83 (8) 1149-1165.
- HERNÁNDEZ-MORA, N.(coord.) (2014): *El río Tajo. Historia de un río ignorado*. Zaragoza: Fundación Nueva Cultura del Agua.
- HERNÁNDEZ-MORA, N. y DEL MORAL, L. (2015): "Developing markets for water reallocation: Revisiting the experience of Spanish water mercantilización", *Geoforum*, 62: 143-155.
- HERNÁNDEZ, M. y DE STEFANO, L. (2013): "Mercados informales de agua en España – Aranzadi". Observatorio del agua, Fundación Botín y Universidad Complutense de Madrid.
- HEWITT, K. (ed) (1983): *Interpretations of calamity. From the Viewpoint of Human Ecology*. Unwin Hyman.
- HEWITT, K. (2012): "Environmental disasters in social context: toward a preventive and precautionary approach", *Natural Hazards*, 66 (1): 3–14.

- HISDAL, H., TALLAKSEN, L. M., CLAUSSEN, B., PETER, E., GUSTARD., A. (2004): "Hydrological Drought Characteristics", *Developments in Water Science*, 48: 139–198.
- HINKEL, J. (2011): "Indicators of Vulnerability and Adaptive Capacity: Towards a Clarification of the Science-Policy Interface", *Global Environmental Change*, 21: 198-208.
- HOLLAND, J.H. (2014): *Complexity: A very short introduction*. Oxford: Oxford University Press.
- HOLLING, C. S. (1961): "Principles of insect predation", *Annual Review of Entomology*, 6: 163-82.
- HOLLING, C. S. (1973): "Resilience and Stability of Ecological Systems", *Annual Review of Ecology and Systematics*, 4:1-23.
- HOLLING, C. S. (1978): *Adaptive Environmental Assessment and Management*. London: John Wiley and Sons.
- HOLLING, C. S. (1995): "Engineering resilience versus ecological resilience, en Schulze, P. (ed), *Engineering within ecological constraints*. Washington, D.C. National Academy Press. , 31-44.
- IGLESIAS, A., MONEO, M. y QUIROGA, S. (2007): "Methods for evaluating social vulnerability to drought". *OPTIONS Méditerranéennes. Série B: Etudes et Recherches (CIHEAM)*.
- IGLESIAS, A., GARROTE, L., CANCELLIERE, A., CUBILLO, F., y WILHITE, D. A. (2009): "Coping with drought risk in agriculture and water supply systems: Drought management and policy development in the Mediterranean". *Advances in Natural and Technological Hazards Research*, 26 (2), 153-159.
- IONESCU, C., KLEIN, R. J. T., HINKEL, J., KUMAR, K. S. S. y KLEIN, R. (2007): "Towards a formal framework of vulnerability to climate change", *Environmental Modeling and Assessment*, 14 (1): 1-16.
- IPCC (Intergovernmental Panel on Climate Change) (2001): *Climate Change 2001: Impacts, Adaptation, and Vulnerability*. Contribution of Working Group II to the Third Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change. Cambridge: Cambridge University Press
- IPCC (Intergovernmental Panel on Climate Change) (2007): *Climate Change 2007: Impacts, Adaptation and Vulnerability*. Working Group II Contribution to the Fourth Assessment Report of the IPCC Intergovernmental Panel on Climate Change. Cambridge: Cambridge University Press.

- IPCC (Intergovernmental Panel on Climate Change) (2012): *Managing the Risks of Extreme Events and Disasters to Advance Climate Change Adaptation*. A Special Report of Working Groups I and II of the Intergovernmental Panel on Climate Change. Field, C.B., Barros, V. Stocker, T.F., Qin, D. Dokken, D.J., Ebi, K.L., M.D. Mastrandrea, M.D., Mach, K.J., Plattner, G.K., Allen, S.K., Tignor, M. y Midgley P.M. (eds.): Cambridge and New York: Cambridge University Press.
- IPCC (Intergovernmental Panel on Climate Change) (2014): *Climate Change 2014: Impacts, Adaptation, and Vulnerability. Part A: Global and Sectoral Aspects*. Contribution of Working Group II to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change [Field, C.B., V.R. Barros, D.J. Dokken, K.J. Mach, M.D. Mastrandrea, T.E. Bilir, M. Chatterjee, K.L. Ebi, Y.O. Estrada, R.C. Genova, B. Girma, E.S. Kissel, A.N. Levy, S. MacCracken, P.R. Mastrandrea, and L.L. White (eds.)]. Cambridge y New York: Cambridge University Press.
- IRGC (International Risk Governance Council) (2012): *Introduction of the IRGC Risk Governance Framework*.
- JANSEEN, M. A., y OSTROM, E. (2006): "Empirically based, agent-based models", *Ecology and Society*, 11(2): 37.
- JUNTA DE ANDALUCÍA (2007): *Plan Especial de Actuaciones en Situación de Alerta y Eventual Sequía de la Demarcación Hidrográfica Guadalete-Barbate*.
- JUNTA DE ANDALUCÍA (2015a): *Memoria*. Plan Hidrológico de la Demarcación Hidrográfica Guadalete-Barbate (2015-2021).
- JUNTA DE ANDALUCÍA (2015b): *Anejo 1. Designación de masas de agua artificiales y muy modificadas*. Plan Hidrológico de la Demarcación Hidrográfica Guadalete-Barbate (2015-2021).
- JUNTA DE ANDALUCÍA (2015c): *Anejo 2. Inventario de Recursos Hídricos*. Plan Hidrológico de la Demarcación Hidrográfica Guadalete-Barbate (2015-2021).
- JUNTA DE ANDALUCÍA (2015d): *Anejo 3. Usos y demandas de agua*. Plan Hidrológico de la Demarcación Hidrográfica Guadalete-Barbate (2015-2021).
- JUNTA DE ANDALUCÍA (2015e): *Anejo 6. Sistemas de explotación y balances*. Plan Hidrológico de la Demarcación Hidrográfica Guadalete-Barbate (2015-2021).
- JUNTA DE ANDALUCÍA (2015f): *Anejo 8. Objetivos ambientales y exenciones*. Plan Hidrológico de la Demarcación Hidrográfica Guadalete-Barbate (2015-2021).

- JUNTA DE ANDALUCÍA (2015g): *Anejo 10. Participación pública*. Plan Hidrológico de la Demarcación Hidrográfica Guadalete-Barbate (2015-2021).
- KARL, T.R. y KNIGHT, R. W. (1985): “Atlas of Monthly Palmer Hydrological Drought Indices, (1931–1983) for the Contiguous United States”, *Historical Climatology Series*, National Climatic Data Center, Asheville, North Carolina, 3-7.
- KALLIS, G. (2008): “Droughts”, *Annual Review of Environment and Resources*, 33: 85-118.
- KASPERSON, R. E. (1992) “The social amplification of risk: Progress in developing an integrative framework”, en Krimsky, S., Golding, D. (eds.), *Social Theories of Risk*. Westport, CT: Praeger.
- KASPERSON, R. E. y KASPERSON, J. X. (1996): “The social amplification and attenuation of risk”, *Annals of the American Academy of Political and Social Science*, 545 (1): 95–105.
- KASPERSON, R. E. y KASPERSON, J. X (2001): “SEI Risk and Vulnerability Programme Report 2001-01”. Stockholm Environment Institute.
- KAHNEMAN, D., SLOVIC, P. y TVERSKY, A. (eds.) (1982): *Judgment under Uncertainty. Heuristics and Biases*. Cambridge: Cambridge University Press.
- KAPLAN, S. y GARRICK, B. J. (1981): “On the Quantitative Definition of Risk”, *Risk analysis*, 1(1): 11-27.
- KELLER, A. y BLODGET, R. (2007): *Riesgos Naturales*. New Jersey: Prentice-Hall.
- KHAN, S. (2012): “Disasters: contributions of hazardscape and gaps in response practices”, *Natural Hazards and Earth System Sciences*, 12 (12): 3775-3787.
- KNUTSON, C., HAYES, M. J. y PHILIPS, T. (1998): “How to Reduce Drought Risk”, Western Drought Coordination Council report.
- KOGAN, F. N. (1995): “Droughts of the late 1980s in the United States as derived from NOAA polar-orbiting satellite data”. *Bulletin of the American Meteorological Society* 76 (5): 655-668.
- KOSSIDA, M., KAKAVA, A., TEKIDOU, A. e Iglesias, A. (2012): “Vulnerability to Water Scarcity and Drought in Europe” Thematic

- assessment for EEA 2012 Report. ETC/ICM Technical Report 2012/3.
- KUNH, T. S. (1962): *The structure of scientific revolutions*. Chicago: University of Chicago Press.
- LA CALLE, A., (2007): “Sequía y adaptación de la Directiva marco del agua”, en *La Sequía en España. Directrices para Minimizar su Impacto*. Madrid: Ministerio de Medio Ambiente.
- LAFUENTE, R., PANQUE, P. y VARGAS, J. (2016): “La confianza institucional como factor explicativo del apoyo a distintos modelos de gestión del agua”, *Actas del IX Congreso Ibérico de Gestión y Planificación de Agua*. Fundación Nueva Cultura del Agua (en prensa).
- LATOUR, B. (1995): *We Have Never Been Modern*. Cambridge, MA: Harvard University Press.
- LAVELL, A. (1996): “Degradación ambiental, riesgo y desastre urbano. Problemas y conceptos: Hacia la definición de una agenda de investigación”, en Fernández, M^a. A. (comp), *Ciudades en riesgo. Degradación ambiental, riesgos urbanos y desastres*. Red de Estudios Sociales en Prevención de Desastres en América Latina.
- LEWIS, J. (1997): “Vulnerability and Disaster Reduction; Bangladesh Cyclone Shelter Projects and Their Implications”, en *Reconstruction After Disaster: Issues and practices*. Adenrele: Ed. Awotona..
- LIU, X., WANG, Y., PENG, J., BRAIMOH, A. K., y YIN, H. (2013): “Assessing vulnerability to drought based on exposure, sensitivity and adaptive capacity: A case study in middle Inner Mongolia of China”, *Chinese Geographical Science*, 23 (1): 13-25.
- LÓPEZ ONTIVEROS, A. (1998): “El regadío, salvación a la patria y fuente de felicidad según los congresos nacionales de riesgos (1913-1934)”, *Demófilo. Revista cultura Tradicional de Andalucía*, 27: 27-64.
- LLOYD-HUGHES, B. (2014): “The Impracticality of a universal drought definition”, *Theoretical and Applied Climatology*, 117 (3): 607-611.
- LUERS, A., LOBELL, D., SKLAR, L. S., ADDAMS, C. L., MATSON, P. M. (2003): “A method for quantifying vulnerability, applied to the Yaqui Valley”, *Mexico. Global Environmental Change* (13), 255-267.
- LUHMAN, N. (1993): *Risk: A Sociological Theory*. Nueva York: Aldine de Gruyter.
- LUHMAN, N. (1998): *Sociología del riesgo*. Eds. Triana y Universidad Iberoamericana, México.

- MANUCCI, M. (2005): “Gestionar la incertidumbre. Complejidad, Estrategia y Horizonte predictivo”, *Técnica administrativa*, 4, 23, s.n.
- MARCOS VALIENTE, O. (2001): “Sequías: Definiciones, tipologías y métodos de cuantificación”, *Investigaciones geográficas*, 26: 59-80.
- MARTÍN-VIDE, J. (1996): “Decálogo de la pluviometría española, clima y agua”, en Marzol, J. et al. (eds.) *III Reunión Nacional de Climatología*, Grupo de Climatología de la A.G.E., 15-24.
- MARTÍNEZ ALIER, J. (1994): *De la economía ecológica al ecologismo popular*. Barcelona: Icaria.
- MEERGANZ, G. (2008): *Escasez de agua dulce y desalinización. Los casos de Marruecos, Lanzarote (España), Palestina y el sur de la India*. Bilbao. Bakeaz.
- MILETI, D. (1999): *Disasters by Design: A Reassessment of Natural Hazards in the United States*. Washington, D.C., Joseph Henry Press.
- MILMAN, A. BUNCLARK, L. CONWAY, D y ADGER, W. N. (2013): “Assessment of institutional capacity to adapt to climate change in transboundary river basins” *Climate Change*, 121 (4): 755-770.
- MINISTERIO DE MEDIO AMBIENTE (2001): *Libro Blanco del Agua en España*. Madrid: Ministerio de Medio Ambiente. Gobierno de España.
- MISHRA, A. K. y SINGH, V. P. (2010): “A review of drought concepts”, *Journal of Hidrology*, 391 (1-2): 202-2016.
- MITCHELL, J. (1989): “Hazards research”, en Gaile, G. y Willmott, C., (eds.), *Geography in America*. Merrill, Colombus, 410-424.
- MMC (Multihazards Mitigation Council) (2002): Multihazard Mitigation Council Workshop. National Institute of Building Sciences
- MAGRAMA (Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente) (2007): *Guía para la elaboración de planes de emergencia por sequía en sistemas de abastecimiento urbano*.
- MOORE, K. (2009): *Drought perception needs a shake-up*. Land and Water. Australian Government.
- MORALES GIL, A., OLCINA CANTOS, J. y RICO AMORÓS, A. M. (2000): “Diferentes percepciones de la sequía en España: adaptación, catastrofismo e intentos de correcciones”, *Investigaciones Geográficas*, 23: 5-46.
- MORIN, E. (1990): *Introduction à la pensée complexe*. Paris: Ed. Du Seuil

- MORIN, E. (1994): *Introducción al pensamiento complejo*. Barcelona: Gedisa.
- MORRIS, R. F. (1963): "The dynamics of epidemic spruce budworm populations", *Memoirs of the Entomological Society of Canada*, 31: 1-12.
- MORROW, B. H. (2008): "*Community Resilience: A Social Justice Perspective*". *The Community and Regional Resilience Initiative Research Report 4*.
- MURTHY, C. S., YA DAV, M., AHAMED, J. M., LAXMAN, B., PRAWASI, R., SAI, M. S. y HOODA, R. S. (2015): A study on agricultural drought vulnerability at disaggregated level in a highly irrigated and intensely cropped state of India", *Environmental Monitor Assessment*, 187 (3): 1-14.
- Mc KEE, T. B., DOESKEN, N. J., y KLEIN, J. (1993): "The relationship of drought frequency and duration to time scales". In Proceedings of the 8th Conference on Applied Climatology, Anaheim, American Meteorological Society.
- Mc KEE, T.B., DOESKEN, N. J., y KLEIN, J. (1995): "Drought monitoring with multiple timescales", Ninth Conference on Applied Climatology, Dallas, TX (USA), 233-236.
- NAREDO, J. M. (1997a): "La gestión del agua en España", *Revista de Occidente*, 194/195: 92-114.
- NAREDO, J. M. (1997b): "Problemática de la gestión del agua en España", en Naredo, J. M., *La economía del agua en España*. Madrid: Fundación Argentaria.
- NAUMANN, G., BARBOSA, P., GARROTE, L., IGLESIAS, A. y VORT, J. (2014): "Exploring drought vulnerability in Africa: an indicator based analysis to be used in early warning systems", *Hydrology Earth Systems Sciences*, 18, 1591-1604.
- NELITZ, M., BOARDLEY, S. y SMITH, R. (2013): "Tools for Climate Change Vulnerability Assessments for Watersheds". Report prepared for the Canadian Council of Ministers of Environment (CCME).
- NEVAREZ, L. (1996): "Just wait until there's a drought: Mediating environmental crises for urban growth", *Antipode*, 28: 246-272.
- OCDE (Organization for Economic Cooperation and Development) (2003): *OCDE Environmental Indicators: Development, measurement and use Reference Paper*.
- OHLSSON, L. (1999): *Environment, Scarcity and Conflict: A Study of Malthusian Concerns*. Department of Peace and Development Research. University of Göteborg.

- OJEDA, J., ÁLVAREZ, J.I., MARTÍN, D. y FRAILA, P. (2008): “El uso de las TIG para el cálculo del índice de vulnerabilidad costera (CVI) ante una potencial subida del nivel de mar en la costa andaluza”, en Hernández, L. y Parreño, J. M. (eds.), *Tecnologías de la Información Geográfica para el Desarrollo Territorial*. Servicio de Publicaciones y Difusión Científica de la ULPGC. Las Palmas de Gran Canaria, 660-671.
- OJEDA, J. (Dirección científica), ÁLVAREZ, J.I., MARTÍN, D., FRAILA, P., VALLEJO, I. y MÁRQUEZ, J. (2011): *Análisis preliminar de la vulnerabilidad de la costa de Andalucía a la potencial subida del nivel del mar asociada al cambio climático*. Sevilla: Consejería de Medio Ambiente. Junta de Andalucía Dirección General de Cambio Climático y Medio Ambiente Urbano.
- OLCINA CANTOS, J. (2001): “Tipología de sequías en España”, *Ería: Revista cuatrimestral de geografía*, 56: 201-227.
- OLCINA CANTOS, J. (2006): ¿Riesgos naturales? I. Sequías e inundaciones. Mataró: Davinci Continental, 2 volúmenes. Colección Geoambiente XXI.
- OLCINA CANTOS, J. (2008): “Prevención de riesgos: cambio climático, sequías e inundaciones”, en *Panel científico-técnico de seguimiento de la política del agua en España*.
- OLCINA CANTOS, J. y AYALA-CARCEDO, F. J. (2002): “Riesgos naturales. Conceptos fundamentales y clasificación”, en Ayala-Carcedo, F. J. y Olcina Cantos, J. (coord.), *Riesgos naturales*. Barcelona: Ariel Ciencia, 41-70.
- OHLSSON, L. (1998): “Water and Social Resource Scarcity” - An Issue Paper Commissioned by FAO/AGLW. Presented as a discussion paper for the 2nd FAO E-mail Conference on Managing Water Scarcity. WATSCAR 2.
- ORTEGA CANTERO, N. (1979): *Política agraria y dominación del espacio. Orígenes, caracterización y resultados de la política de colonización planteada en la España posterior a la guerra civil*. Madrid: Ayuso.
- ORTEGA CANTERO, N. (1992): “El Plan Nacional de Obras Hidráulicas”, en Gil Olcina, A. y MORALES GIL, A. (eds.), *Hitos históricos de los regadíos españoles*. Madrid: Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación.

- O' BRIEN, K., y VOGEL, C. H., (eds) (2003): *Coping with Climate Variability: User Responses to Seasonal Climate Forecasts in Southern Africa*. Brookfield, VT: Ashgate Publishing.
- O' BRIEN, K., ERIKSEN, S., SCHJOLDEN, A. y NYGAARD, L. (2004): *What's in a word? Conflicting interpretations of vulnerability in climate change research*. CICERO Working paper 4. Center for International Climate and Environmental Research
- O' RIORDAN, T. y JORDAN, A. (1995): "El principio de precaución en la política ambiental contemporánea", *Environmental Values*, 4 (3): 191-212 (traducido por Juan Sánchez García y revisado por Federico Aguilera Klink).
- OTWAY, H. J. (1980): "Perception and acceptance of environmental risk", *Z. Um. weltpolitik*, 2: 593-616.
- PANEQUE, P. (2015): "Drought Management Strategies in Spain", *Water*, 7 (12): 6.689–6.701.
- PANEQUE, P., CORRAL QUINTANA, S., GUIMARÃES, Â. y PEDREGAL, B. (2009): "Participative multi-criteria analysis for the evaluation of water governance alternatives: a case in the Costa del Sol (Málaga)", *Ecological Economics*, 68 (4): 990-1005.
- PANEQUE, P. y BELTRÁN, M. J. (2014): "Towards a more flexible water concession system in Spain: public water banks in Andalusia", *International Journal of Water Resources Development*, 31 (4).
- PANEQUE, P. y VARGAS, J. (2015): "Drought, social agents and the construction of discourse in Andalusia", *Environmental Hazards*, 14 (3): 224-235.
- PANEQUE, P., LAFUENTE, R., VARGAS, J. y RODRÍGUEZ, V. (2016): "Apoyo social a distintas alternativas de gestión del agua en Andalucía (2004-2013)", *Actas de IX Congreso Ibérico de Gestión y Planificación de Agua*. Fundación Nueva Cultura del Agua (en prensa)
- PANDEY, R. P., PANDEY, A., GALKATE, R. V., BYUN, H. R. y MAL, B. C. (2010): "Integrating hydro-meteorological and physiographic factors for assessment of vulnerability to drought", *Water Resources Management*, 24 (15): 4199-4217.
- PALMER, W.C. (1965): "Metheorological drought". Research Paper No. 45, U.S. Department of Commerce Weather Bureau, Washington, D.C.
- PALMER, W.C. (1968): "Keeping track of crop moisture conditions, nationwide: The new Crop Moisture Index". *Weatherwise*, 21:156-161.

- PAHL-WOSTL, C., SENDZIMIR, J., JEFFREY, P., AERTS, J., BERKAMP, G., y CROSS, K. (2007): "Managing change toward adaptive water management through social learning", *Ecology and Society*, 12 (2).
- PARRA, J. (2005): "Pensamiento y crisis. Colonización en los regadíos del Guadalquivir", *Boletín del Instituto Histórico de Patrimonio Histórico*, 52: 102-103.
- PEREIRA, D., ROCHA, J. D., DEBORTOLI, N., PARENTE, II., EIRO, F., BURSZTYN, M., RODRIGUES-FILHO, S. (2014): "Integrated assessment of smallholder farming's vulnerability to drought in the Brazilian Semi-arid: a case study inCeara", *Climate Change*, 127: 1-13.
- PITA LÓPEZ, M^a. F. (1985): "El papel de la prensa en el estudio de la sequía", IX Coloquio de Geógrafos Españoles. Murcia: AGE y Sección de eografía de la Universidad de Murcia.
- PITA LÓPEZ, M^a. F. (1989): "La sequía como desastre natural. Su incidencia en el ámbito español", *Norba: revista de geografía*, 31-61.
- PITA LÓPEZ, M^a. F. (1990): "Reflexiones en tomo a la sequía", *Boletín de la Asociación de Geógrafos Españoles*, 10: 21-40.
- PITA LÓPEZ, M^a. F. (2007): "Recomendaciones para el establecimiento de un sistema de indicadores para la previsión, el seguimiento y la gestión de la sequía", en *La Sequía en España. Directrices para Minimizar su Impacto*. Madrid: Ministerio de Medio Ambiente.
- PIELKE, R., PRINSE, G. y RAYNER, S. (2007): "Climate change 2007: Lifting the taboo on adaptation", *Nature*, 445, 597-598.
- PUY, R. A. (1994): *Percepción social del riesgo. Dimensiones de evaluación y predicción*. Tesis doctoral. Universidad Complutense de Madrid.
- RECIO, J. M., DUEÑAS, M. A. y CASTRO, J. C (1997): "Reseña histórica del proceso de desecación de la laguna de La Janda (Cádiz)", *Almoraima*, 18: 95-111.
- RENN, O. (2008): *Risk Governance: Coping with Uncertainty in a Complex World*. London: Earthscan.
- RICHMAN, J. y TICKNER, J. (2002): *El principio de precaución. En medio ambiente y salud pública: De las definiciones a la práctica*. Barcelona: Icaria.
- RIJSBERMAN, F. R. (2006): "Water scarcity: Fact or Fiction?", *Agricultural Water Management*, 80: 5-22.

- QUESTE, A. y LAUWE, P. (2006): "User needs: why we need indicators", en Birkmann, J. (ed.), *Measuring vulnerability to natural hazards*. París: United Nations University Press, 103-115.
- QUIROGA, S., GARROTE, I., IGLESIAS, A. FERNÁNDEZ-HADDAD, Z., SCHLICKENRIEDER, J. DE LAM, B., MOSSO, C. y SANCHEZ-ARCILLA, A. (2011): The economic value of drought information for water management under climate change: a case study in the Ebro Basin, *Natural Hazards and Earth System Sciences*, 11: 1-15.
- RAADGEVER, G. T., DIEPEREINK, C., DRIESSEN, P. P. J., SMITH, A. A. H., VAN RIJSWICK, H. F. M. W. (2011): "Uncertainty management strategies: Lessons from the regional implementation of the Water Framework Directive in the Netherlands", *Science & Policy* 14: 64-75.
- RAMÍREZ, J.L. y AYCART, F. J. (2008): "Transformaciones hidráulicas y gestión del agua", en *Río Barbate*. Sevilla: Agencia Andaluza del Agua, Consejería de Medio Ambiente, Junta de Andalucía, 111-121.
- RASKIN, P., GLEICK, P., KIRSHEN, P., PONTIUS, G. y STRZEPEK (1997): *Water Futures: Assessment of longrange patterns and prospects*. Stockholm: Stockholm Environment Institute.
- REN, X. (2007): *Agricultural vulnerability to drought in southern Alberta: A quantitative assessment*. Tesis Doctoral. University of Lethbridge.
- RODRÍGUEZ, H. (2009): "La confianza pública en las instituciones reguladoras del riesgo: tres modelos de confianza para tres desafíos del análisis del riesgo", *Argumentos de razón técnica*, 12: 125-153.
- RODRÍGUEZ, Z.L. y LEÓNIDAS, A. J. (2011): "Teorías de la complejidad y ciencias sociales: Nuevas Estrategias Epistemológicas y Metodológicas", *Nómadas. Revista crítica de Ciencias Sociales y Jurídicas*, 30, (2): 147-166.
- ROGERS, P. P. y FIERING, M. B. (1990): "From flow to storage", en Waggoner, P. (ed.) *Climate change and U.S. waterresources*. Wiley Series in Climate and the Biosphere. New York, 207-222.
- ROMERO, G. y MASKREY, A. (1993): "Como entender los desastres", en Maskrey, A. (comp.), *Los desastres no son naturales*. Red de Estudios Sociales en Prevención de Desastres en América Latina, 6-10.
- SAFAVI, H. R., ESAFAHANI, M., K. y ZAMANI, A..R. (2014): "Integrated Index for Assessment of Vulnerability to Drought, Case Study: Zayandehrood River Basin, Iran", *Water Resources Management*, 28(6): 1671-1688.

- SALVATI, L., ZITTI, M, CECCARELLI, T. y PERINI, L. (2009): “Developing a synthetic index of land vulnerability to drought and desertification”, *Geographical Research*, 47 (3): 280–291
- SAMPEDRO, D. y DEL MORAL, L. (2014): “Tres décadas de política de aguas en Andalucía. Análisis de procesos y perspectiva territorial”, *Cuadernos Geográficos*, 53. (1):. 36-67.
- SAN MARTÍN, E., LARRAZ, B. HERNÁNDEZ-MORA, N., y Gallego, M. S. (2015): “La gestión insostenible del río Tajo”, *Revista Bibliográfica y de Ciencias Sociales*, XX, 1.133.
- SANCHO, F., FERNANDEZ-PALACIOS, J. M.^a y MARTÍN, M^a. I. (2015): *100 grandes presas de Andalucía. La obra en el paisaje*. Serie Historia y Geografía: 267. Sevilla: Junta de Andalucía y Universidad de Sevilla.
- SAURÍ, P. D. (2003): “Tendencias recientes en el análisis geográfico de los riesgos ambientales”, *AREAS Revista de Ciencias Sociales*, 23: 17-30.
- SAURÍ, D. y DEL MORAL. L. (2001): “Recent developments in Spanish Water Policy. Alternatives and conflicts and the end of the hydraulic age”, *Geoforum*, 32: 351-362.
- SCHMIT, G., BENÍTEZ, J. J. y BENÍTEZ, C., (2012): *Document: Working definitions of Water scarcity and Drought*. Expert Group on Water Scarcity and Droughts of the Common Implementation Strategy for the Water Framework Directive.
- SCHMIDLTEIN, M., DEUTSCH, R., PIEROSH, W. y CUTTER, S. L. (2008): “A sensitivity analysis of the social vulnerability index”, *Risk Analysis*, 28 (4): 1099–1114.
- SCHNAIDER, S. (2016): “Communicating Uncertainty: A Challenge for Science Communication”, en. Drake, J., Kontar, Y., Eichelberger, J., Scott Rupp, T., Taylor, K., (eds): *Communicating Climate-Change and Natural Hazard Risk and Cultivating Resilience*. Volume 45 of the series Advances in Natural and Technological Hazards Research, 267-278.
- SCHNEIDEBAUER, S. y EHRLICH, D. (2004): *Risk, Hazard and People's Vulnerability to Natural Hazards: A Review of Definitions, Concepts and Data*. Brussels: European Commission–Joint Research Centre (EC-JRC).
- SCHÖTER, D., POLSKY, C. y PATI, A. G. (2005): “Assessing Vulnerabilities to the Effects of Global Change: An Eight Step Approach”, *Mitigation and Adaptation Strategies for Global Change*, 10 (4): 573-95.
- SHAFFER, N. A. y DEZMAN, L. E. (1982): “Development of a Surface Water Supply Index (SWSI) to assess the severity of drought conditions

- in snowpack runoff areas”, *Actas de la Conferencia sobre la Nieve en el Oeste*, 164-175.
- SHILKLOMANOV, I. A. (1991): “The World’s water resources”. In: Proc. International Symposium to Commemorate 25 Years of the IHP, 93-126.
- SEN, A. K. (1980): “Equality of What”, en Sterling M. y Mc Murrin (eds.), *The Tanner Lectures on Human Value*, Salt Lake City: University of Utah Press, 195-220.
- SEN, A. K. (2000): *Desarrollo y libertad*. Buenos Aires. Planeta.
- SERJE, J. (2002): DesInventar: “A Methodology to Build Disaster Inventories As Part of the Risk Mitigation Process”. Presentación en Internantional Seminar on Disaster Preparedness and Mitigation. Nov. 21-23, New Delhi.
- SERRAT-CAPDEVILA, A., VALDÉS, J. B. y STAKHIV, E. Z. (2013): “Characterizing the droughts of the new century in the U.S Southwest. A comprehensive assessment of the state of the art climate model projections”, *International Journal of Water Resources Development*, 29 (2): 152-171.
- SLOVIC, P. y WEBER, E. (2002): Perception of risk posed by extreme events. Center for Decision Sciences (CDS) Working Paper Columbia University.
- SMAK'THIN, V. y SCHIPPER, L. (2008): “Droughts: the impact of semantics and perceptions”, *Water Policy*, 10 (2).
- SMIT, B., BURTON, I., KLEIN, R. J. T. y STREET, R. (1999): “The science of adaptation: a framework for assessment”, *Mitigation and Adaptation Strategies for Global Change* 4, 199-213.
- SMIT, B. y WANDEL, J. (2006): “Adaptation, adaptive capacity and vulnerability”, *Global Environmental Change*, 16: 282-292.
- SONNET, J., MOREHOUSE, B. J., FINGER, T. D., GARFIN, G. y RAT'TRAY, N. (2006): “Drought and declining reservoirs: comparing media discourse in Arizona and New Mexico, 2002-2004, *Global Environmental Change*, 16: 95-113.
- SUSMAN, P., O' KEEFE, P., y WISNER, B., (1983): “Global Disasters: A Radical Interpretation”, en K. Hewitt, K. (ed.), *Interpretations of Calamity*, Boston: Allen and Unwin, 263-283.

- SWAIN, M. y SWAIN, M. (2011): "Vulnerability to Agricultural Drought in Western Orissa: A Case Study of Representative Blocks", *Agricultural Economics Research Review*, 24: 47-56.
- THOMAS, D. S., WILHELMI, O. V., FINNESSEY, T. N. y DEHEZA, V. (2013): "A comprehensive framework for tourism and recreation drought vulnerability reduction", *Environmental Research Letters*, 8 (4): 044004
- THOMAS, B. K., ESWAR, M., KENCHAIKOL, S. D., SRINIVASAN, V. y LELE, S. (2015): "Enhancing resilience or furthering vulnerability? Responses to water stress in an urbanizing basin in Southern India". Conference Paper.
- THOMPSON, K. M., (2002): "Variability and uncertainty meet risk management and risk communication", *Risk Anal*, 22 (3): 647-54.
- TAYLOR, I.H., BURKE, E., MCCOLL, L., FALLON, P. D., HARRIS, G. R. y McNeall, D. (2013): "The impact of climate mitigation on projections of future drought", *Hydrological Earth Systems. Sciences*, 17, 2339-2358.
- TSAKIRIS, G., NALNAMTIS, I., VANGELIS, H., VERBEIREN, B., HUYSMANS, M., TYCHIN, B., JACQUEMIN, I., CANTERS, F., VANDERHAESEN, S., ENGELN, G., POLMANS, L., DE BECKER, P. y BATELAAN, O. (2013): "A System-based Paradigm of Drought Analysis for Operational Management", *Water Resources Management*, 27 (15): 5281-5297.
- TURNER, B.L., KASPERSON, R.E., MATSON, P. A., MCCARTHY, J. J., CORREL, R. W., CHRISTENSEN, L., SCHILLER, A., ECKLEY, N., KASPERSON, J., LUERS, A., MARTELLO, M. L., POLSKY, C. y PULSHIPER, A. (2003): "A framework for vulnerability analysis in sustainability science", en *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 100 (14): 8074-9.
- TURTON, A. R. (1999): "Water Scarcity And Social Adaptive Capacity: Towards An Understanding Of The Social Dynamics Of Water Demand Management In Developing Countries.". MEWREW Occasional Paper (9).
- UN (1994): *United Nations Convention to Combat Drought and Desertification in Countries Experiencing Serious Droughts and/or Desertification, Particularly in Africa*. Paris.
- UNEP (United Nations Environmental Programme) (2012): *Vulnerability Assessment of Freshwater Resources to Climate Change: Implications for Shared Water Resources in the West Asia Region*. DEW/1580/BA.

- UNESCO (United Nations Education, Scientific and cultural organization) (2009): *Water in a changing world* . WWDR3.
- UNDRO (Office of the United Nations Disaster Relief Co-Ordinator) (1991): *Disaster management Manual*.
- UNDP (United Nations Development Programme) Bureau for Crisis Prevention and Recovery (2004): *Reducing Disaster Risk: a challenge for development. A global report* .
- UNISDR (United Nation Office for Disaser Risk Reduction) (2005): *Living with risk: a global review of disaster reduction initiatives*.
- UNISDR (United Nation Office for Disaser Risk Reduction) (2005): Marco de acción de Hyogo para 2005-2015: *Aumento de la resiliencia de las naciones y de las comunidades antes los desastres*
- UNISDR (United Nation Office for Disaser Risk Reduction) (2009): *Terminología sobre Reducción del Riesgo de Desastres*.
- UNISDR (United Nation Office for Disaser Risk Reduction) (2015a): *Global Assessment Report of Disaster Risk Reduction*.
- UNISDR (United Nation Office for Disaser Risk Reduction) (2015b) *Sendai Framework for Disaster Risk Reduction 2015-2030*.
- UNU-EHS (Institute for Environmental and Human Security) (2006): *Components of Risk. A Comparative Glossary*.
- UNW-DPC (United Nations-Water Decade Programme on Capacity Development) (2015): *Capacity development to support national drought mangement policies*. Bonn: United Nations University.
- URQUIJO, J., DE STEFANO, L. y LA CALLE, A. (2015): “Drought and exceptional laws in Spain: the official water discourse”, *International Environmental Agreements*, 15 (3).
- US-EPA (United States Environmental Programme Agency) (2011): *Climate change vulnerability assessments: four case studies of water utility practices*. Global Change Research Program, National Center for Environmental Assessment, Washington, DC; EPA/600/R-10/077F.
- VAN LOON, A. (2015): “Hydrological drought explained”, *Wiley Interdisciplinary Reviews: Water*, 2: 359–392.
- VAN LOON, A., GLEESON, T., CLARCK, J., VAN DIJK, A., STAHL, K., HANNAFORD, J., DI BALDASSARRE, G., TEULING, A., TALLAKSEN, A., UIJLENHOET, R., HANNAH, D., SHEFFIELD, J., SVOBODA, M., VERBEIREN, B., WAGENER, T.,

- RANGECROFT, S., WANDERS, N. y VAN LANEN, H., (2016): “Drought in the Anthropocene”, *Nature Geoscience* 9: 89–91.
- VAYDA, A. P. y Mc CAY, B. J. (1975): “New directions in ecology and ecological anthropology”, *Annual Review of Anthropology*, 4: 293-306.
- VICENTE-SERRANO, S. M (2006): “Differences in spatial patterns of drought on different time scales: an analysis of the Iberian Peninsula”, *Water Resources Management* 20: 37-60.
- VICENTE-SERRANO, S. M., BEGUERÍA, S., y LÓPEZ-MORENO, J. I. (2010): “A Multi-scalar drought index sensitive to global warming: The Standardized Precipitation Evapotranspiration Index – SPEI”, *Journal of Climate*, 23: 1696-1718.
- VICENTE-SERRANO, S. M., BEGUERÍA, S., y LÓPEZ-MORENO, J. I. (2010): “Comment on ‘Characteristics and trends in various forms of the Palmer Drought Severity Index (PDSI) during 1900-2008’ by Dai. A”, *Journal of Geophysical Research-Atmosphere*, 116, D19.
- VICENTE-SERRANO, S. M., BEGUERÍA, S., LORENZO-LACRUZ, J., CAMARERO, J., LÓPEZ-MORENO, J., AZORÍN-MOLINA, C., REVUELTO, J., MORÁN-TEJADA, E., SÁNCHEZ-LORENZO, A. (2012): “Análisis comparativo de diferentes índices de sequía para aplicaciones ecológicas, agrícolas e hidrológicas. Cambio climático. Extremos e impactos”. 8º Congreso Internacional de la Asociación Española de Climatología (AEC).
- VOGEL, C., y O’ BRIAN, K., (2004): “Vulnerability and Global Environmental Change: Rhetoric and Reality”. AVISO 13, Global Environmental Change and Human Security Project, Ottawa, Canada.
- VÖROSMARTY, C. J. GREEN, P., SALISBURY, J. y LAMMERS, R. B. (2000): “Global water resources: vulnerability from climate change and population growth”, *Science* 289:284–288
- WELLE, T., BIRKMANN, J., KRAUSE, D., SUAREZ, D. C., SETIADI, N., y WOLFERTZ, J. (2013): “The WorldRiskIndex: a concept for the assessment of risk and vulnerability at global/national scales”, en Birkmann, J. (ed.), *Measuring Vulnerability to Natural Hazards: Towards Disaster Resilient Societies*, 2nd ed. New York United Nations University, 219-251.
- WALKER, W. E., HARREMOES, P. ROTMANS, J. VAN DER SLUIJS, J.P., VAN ASSELT, M., JANSSEN, P. y KRAYER VON KRAUS, M.P. (2003): “Defining uncertainty: a conceptual basis for uncertainty management in modelbased decision support”, *Integrated Assessment*, 4 (1): 5-17.

- WALKER, B., HOLLING, C. S., CARPENTER, S. R. y KINZIG, A. (2004): "Resilience, adaptability and transformability in social-ecological systems", *Ecology and Society*, 9 (2): 5.
- WALKER, G., WHITTLE, R., MEDD, W. y WATSON, N. (2010): *Risk Governance and Natural Hazards*, 25 Lancaster, 3, as of 16.
- WALTERS, C. J. (1986): *Adaptive management of renewable resources*. New York: Macmillan.
- WANG, Z., He, F., FANG, W. y LIAO, Y. (2013): "Assessment of physical vulnerability to agricultural drought in China, *Natural Hazards*, 67 (2): 645-657.
- WEABER, W. (1948): "Science and Complexity", *American Scientist*, 36: 536-544.
- WEBSTER, M. (2003): "Communicating climate change uncertainty to policy-makers and the public", *Climate Change*, 61 (1): 1-8.
- WHITE, G. F. (1945): *Human Adjustment to Floods*. Department of Geography Research, 29. Chicago: The University of Chicago.
- WHITE, C. (2012): "Understanding water scarcity: Definitions and measurements". GWF Discussion Paper 1217, Global Water Forum, Canberra, Australia.
- WILDER, M., SCOTT, C. A., PONEDA PABLOS, N., VARADY, G., GARFIN, M., Mc EVOY, J. (2010): "Adapting across boundaries: Climate change, social learning, and Water Security and Adaptive Management in the Arid Americas 289 resilience in the U.S.–Mexico border region", *Annals of the Association of American Geographers*, 100 (4): 917-28.
- WILHELM, O. V. y WILHITE, D. A. (2002): "Assessing Vulnerability to Agricultural Drought: A Nebraska Case Study", *Drought Mitigation Center Faculty Publications*. Paper 9.
- WILHITE, D.A. (1992): *Preparing for Drought. A Guidebook for Developing Countries*, Climate Unit, United Nations Environment Program, Nairobi, Kenya.
- WILHITE, D. A. (ed.) (2000a): *Drought: A Global Assessment*, Natural Hazards and Disasters Series. London: Routledge Publishers, Drought as a natural hazard: Concepts and definitions.
- WILHITE, D. A. (2000b): "Drought as a natural hazard: Concepts and definitions", en Wilhite. D. A. (ed.), *Drought: A Global Assessment*, Natural Hazards and Disasters Series London: Routledge Publishers.

- WILHITE, D. A. (2002): "Combating Drought through Preparedness", *Drought Mitigation Center Faculty Publications*. Paper 36.
- WILHITE, D. A. y GLANTZ, M. (1985): "Understanding the Drought Phenomenon: The Role of Definitions", *Drought Mitigation Center Faculty Publications*. Paper 20.
- WILHITE, D.A., HAYES, , M., KNUTSON, C. y. SMITH, K. H. (2000): "Planning for drought: Moving from crisis to risk management", *Journal of the American Water Resources Association*, 36 (4): 697-710.
- WILHITE, D.A. y VANYARKHO, O. (2000): "Drought: Pervasive impacts of a creeping phenomenon", en Wilhite, D. A. (ed.), *Drought: A Global Assessment*, Volume 1, Routledge Publishers, 245-255.
- WILHITE, D.A y BUCHANAN-SMITH, M. (2005): "Drought as a natural hazard: Understanding the natural and social context", en Wilhite, D.A (ed.), *Drought and water crises: Science, technology, and management issues*. CRC Press, Boca Raton, FL, 3-29.
- WILHITE, D.A., SVOBODA, M. D. y HAYES, M.J., (2007): "Understanding the complex impacts of drought: A key to enhancing drought mitigation and preparedness", *Water Resources Management*, 21: 763-774.
- WILHITE, D. A. y KNUTSON, C. L. (2008): "Drought management planning: conditions for success", en López-Francos A. (ed.), *Drought management: scientific and technological innovations*. Options Méditerranéennes : Série A. Séminaires Méditerranéens, 80: 141-148.
- WILHITE, D.A, SIVAKUMARB, M. y PULWARTYC, R. (2014): "Managing drought risk in a changing climate: The role of national drought policy", *Weather and Climate Extremes*, 3: 4-13.
- WILKINS, L. y PATTERSON, P. (1990): Risky business: Covering slow-onset hazards as rapidly developing news, *Political Communication and Persuasion*, 7: 11-23.
- WILLIAMS, B. K. (2011): "Adaptive management of natural resources framework and issues", *Journal of Environmental Management*, 92: 1346-1353.
- WILLIAMS, B. K. y BROWN, E. D. (2012): *Adaptive Management: The U.S. Department of the Interior Applications Guide*. Adaptive Management Working Group, U.S. Department of the Interior, Washington, DC.
- WILLIEKE, G., HOSKING, J. R., WALLIS, J. R. y GUTTMAN, N. B. (1994): *The National Drought Atlas*. Institute for Water Resources Report 94-NDS-4, U.S. Army Corps of Engineers.

- WISNER, B. y WALTER, J. (2005): "Data or Dialog? The Role of Information in Disasters", en n: Walter, J. (ed.), *World Disasters Report: Focus on Information in Disasters*, Geneva: International Federation of Red Cross and Red Crescent Societies.
- WISNER, B., BLAIKE, P. CANNON, T. y DAVIS, I. (1994): *At Risk: natural hazards, people's vulnerability and disasters*, First edition. Abingdon: Routledge.
- WISNER, B., BLAIKE, P. CANNON, T. y DAVIS, I. (2004): *At Risk: natural hazards, people's vulnerability and disasters*, Second edition. Abingdon: Routledge.
- WMO (World Meteorological Organization) (1986): *Report on drought and countries affected by drought during 1974-1985*. WCP-118. Geneva.
- WMO (World Meteorological Organization) (2012): *Standardized Precipitation Index: User Guide*. WMO-No. 1090.
- WMO y GWP (World Meteorological Organization y Global Water Partnership) (2014): National Drought Management Policy Guidelines A Template for Action. Wilhite, D.A. (ed.) Integrated Drought Management Programme (IDMP) Tools and Guidelines Series 1. WMO, Geneva, Switzerland and GWP, Stockholm, Sweden.
- WODAK, R. y MEYER, M. (2003): *Métodos de análisis crítico del discurso* [Methods of critical discourse]. Barcelona: Gedisa.
- WOLF, S. (2012): "Vulnerability and risk: comparing assessment approaches", *Natural Hazards*, 61(3): 1099-1113.
- WU, H., SVOBODA, M. D., HAYES, M. J., WILHITE, D. A., y WEN, F. (2007): "Appropriate application of the Standardized Precipitation Index in arid locations and dry seasons", *International Journal of Climatology*, 27 (1): 65-79.
- WU, D. YAN, D. H., YANG, G. Y., WANG, X., G. XIAO, W. H. y ZHANG, H. T., (2013): "Assessment on agricultural drought vulnerability in the Yellow River basin based on a fuzzy clustering iterative model", *Natural Hazards*, 67 (2): 919-936.
- WWF/Adena (2016): *Uso ilegal del agua en España Causas, efectos y soluciones*. Madrid
- WYNNE, B. (1992): "Uncertainty and environmental learning: reconceiving science and policy in the preventive paradigm", *Global Environmental Change*, 2 (2):111-127.

- WYNNE, B. (1996): "May the Sheep Safely Graze? A Reflexive View of the Expert-Lay Knowledge Divide", en Lash, S., Szerszynski, B and Wynne, B. (eds) *Risk, Environment and Modernity: Towards a New Ecology*. London: Sage.
- YOHE, G. y TOL, R. S. J. (2002): "Indicators of social and economic coping capacity-moving toward a working definition of adaptive capacity", *Global Environmental Change*, 12: 25-40.
- YUAN, X. C., WANG, Q., WANG, K., WANG, B., JIN, J. L. y WEI, Y. M. (2013): "China's regional vulnerability to drought and its mitigation strategies under climate change: data envelopment analysis and analytic hierarchy process integrated approach", *Mitigation and Adaptation Strategies for Global Change*, 20 (3): 341-359.
- ZARAFSHANI, K., SHARAFI, L., AZADI, H., HOSSEININIA, G., DE MAEYER, P. y WILTOX, F. (2012): "Drought vulnerability assessment: the case of wheat farmers in western Iran", *Global Planet Change*, 98: 122-130.
- ZHANG, Q., SUN, P., LI, J., XIAO, M. y SINGH, V. P. (2014): "Assessment of drought vulnerability of the Tarim River basin, Xinjiang, China", *Theoretical and Applied Climatology*, 121 (1):337-347.

ANEXOS

ANEXO 1. RELACIÓN DE ENTREVISTAS REALIZADAS

En este Anexo se presenta en la relación de entrevistas realizadas a diferentes agentes (usuarios, gestores y expertos) a lo largo de la realización de esta Tesis Doctoral. La información recopilada mediante estas entrevistas se ha utilizado para:

- Corroborar el interés del estudio de la sequía desde el punto de vista socio-territorial.
- Mejorar el concimiento territorial de Demarcación Hidrográfica Guadalete-Barbate.
- Conocer la estructura organizativa y de gestión de los recursos hídricos en la Demarcación Hidrográfica Guadalete-Barbate.
- Contrastar y validar la propuesta metodológica.
- Contrastar y validar la selección y validación de variables e indicadores.
- Validar metodología sobre cálculo de indicadores, asignación de pesos e integración de indicadores en índices.

Relación de entrevistados y su afiliación por orden alfabético del apellido.

1. D. César Alcácer, Fundación Nuevas Tecnologías del Agua (C.E.N.T.A.)
2. D. José Miguel Cantos, Director Técnico Delegación de Medio Ambiente, del Ayto. de Jerez de la Frontera.
3. D. Oscar Cortés, Director Sistemas de Explotación Guadalete-Barbate
4. D. Joan Corominas, Fundación Nueva Cultura del Agua.
5. D. Agustín Cuello, Jefe de Servicio de Educación Ambiental de la Diputación Provincial de Cádiz.
6. Dra. Susan Cutter, Hazards and Vulnerability Research Institute, University of South Carolina, E.E.U.U.
7. Dra. Lucía De Stefano, Universidad Complutense de Madrid.
8. Dr. Leandro Del Moral, Universidad de Sevilla.
9. Dr. Christopher T. Emrich, Hazards and Vulnerability Research Institute, University of South Carolina, E.E.U.U.
10. D. Guillermo Escacena, Asesoramiento y Correduría de Seguros de Ganaderos y Agrícolas S.A. (ASEGASA)
11. D. Antonio Figueroa, Presidente de la Red Andaluza de la Nueva Cultura del Agua.
12. Dra. Mellanie Gall, Hazards and Vulnerability Research Institute, University of South Carolina, E.E.U.U.
13. Dr. Frances La Roca, Universidad de Valencia.
14. Dña. Pilar López, Jefa Dpto. Gestión Ambiental del Ayto. de Jerez de la Frontera.

15. D. Manuel López, Jefe de Oficina de Planificación de la Junta de Andalucía.
16. Dra. María Fernanda Pita, Universidad de Sevilla.
17. D. José Luis Rivero, Director Técnico de Medina Global empresa pública de Medio Ambiente y Agua de Medina Sidonia.
18. D. Álvaro Rodríguez, Técnico de Urbanismo del Ayto. de Bornos.
19. D. José Roldán, Delegado Urbanismo Ayto. El Gastor.
20. D. Fernando Rosales, Director Técnico de Aguas Sierra de Cádiz, S. A.
21. Dña. Felisa Rosado Refolio, Delegada de Medio Ambiente del Ayto. de Jerez de la Frontera.
22. Dra. Julia Urquijo Reguera, Universidad Complutense de Madrid.
23. D. Manolo Vega, Técnico de Ayuntamiento de Arcos de la Frontera.

ANEXO 2. FICHAS DE INDICADORES DE SENSIBILIDAD

En este anexo se presentan las fichas de cada uno de los indicadores utilizados para caracterizar la sensibilidad frente al riesgo de sequía. En cada una de ellas se precisa la siguiente información:

- Definición del indicador
- Descripción
- Referencia, en caso de que haya sido utilizado anteriormenete en evaluaciones de vulnerabilidad
- Escala territorial de aplicación
- Escala temporal de aplicación
- Fuente de los datos
- Metodología de cálculo
- Relación del indicador con la vulnerabilidad

En coherencia con el desarrollo y la presentación del trabajo, las fichas se presentan clasificadas en función de los distintos factores que se han utilizado para caracterizar la sensibilidad: Población, demandas y uso del agua, origen del recurso y relevancia socio-económica. Pese a que las fichas de cada uno de los indicadores que aquí se presentan están diseñadas para su apliación en cualquier Demercación Hidrográfica, las fuentes de datos que se persentan son las utilizadas para el cáclulo de los indicadores en la Demarcación Hidrográfica Guadalete-Barbate.

Fichas de los indicadores del factor población

Ficha 1. Población equivalente

Indicador: Población equivalente (PE)	
Definición	La población equivalente es aquella que habitando de forma permanente en el municipio consumiría el mismo volumen que la población permanente más la estacional. El dato de población equivalente es el que se tiene en cuenta para calcular las demandas domésticas anuales y establecer los balances hídricos.
Descripción	La población se relaciona de manera directa con el número de personas que pueden ser afectadas por un evento natural peligroso. En el caso de la sequía, y en referencia al abastecimiento urbano, determina el número de personas que podrían verse afectadas por cortes en el suministro de agua para uso doméstico.
Referencia	El indicador de población ha sido muy utilizado en distintos trabajos de evaluación de vulnerabilidad. Cutter <i>et al.</i> (2003) incluyen el indicador de población en el cálculo del <i>Social Vulnerability Index</i> (SOVI). El indicador de población equivalente no ha sido utilizada en evaluaciones de vulnerabilidad a la sequía.
Escala territorial	Unidad de Demanda Urbana (UDU), Subsistema de Explotación (SE), Demarcación Hidrográfica (DH)
Escala temporal	Actual, 2021, 2027
Fuente de datos	Anejo 3. Usos y Demandas de Agua del Plan Hidrológico de Demarcación Hidrográfica Guadalete Barbate (2015 – 2021)
Cálculo	<p>Para el cálculo del indicador de población a escala de UDU se utilizan los datos disponibles en el Plan Hidrológico sobre población equivalente de cada una de las UDU.</p> <p>Para el cálculo de la población de cada Sistema de Explotación se hace una agregación de las UDUs que se abastecen de las masas de agua de cada SE. No se realiza la agregación geográfica de los municipios que se localizan dentro de los límites de cada SE, pues de esta manera se perdería la relación con el origen del agua que abastece a cada municipio.</p> <p>Para el cálculo de la población total de la DHGB se suman los valores de población municipales abastecidos por las masas de agua de la DHGB, independientemente de si pertenecen o no geográficamente a la DHGB (es el caso de Sanlúcar de Barrameda y Trebujena, que pertenecen a la DH del Guadalquivir pero se abastecen de recursos de la DHGB).</p>
Relación con la vulnerabilidad	Cuanto mayor es la población y por tanto el valor del indicador de población equivalente, mayor será la sensibilidad y la vulnerabilidad frente al riesgo de sequía.

Ficha 2. Densidad de población

Indicador: Densidad de población (DP)	
Definición	Número de habitantes por unidad de superficie (hab/Km ²)
Descripción	La densidad de población hace referencia al número de habitantes por unidad de superficie (Km ²) y se relaciona con la presión sobre los recursos hídricos de un determinado territorio de manera que a mayor densidad poblacional, mayor presión sobre los recursos. Para la elaboración de este indicador se toma en cuenta la población permanente, y no la equivalente.
Referencia	Cutter <i>et al.</i> (2003), Cutter y Frinch (2007) determinan la importancia de la densidad de población como un factor determinante de la vulnerabilidad asociada a los riesgos naturales. Asimismo, la FAO (2002) expone que el aumento de la densidad de población es un factor que aumenta la vulnerabilidad de las poblaciones frente a fenómenos hídricos extremos. Numann <i>et al.</i> (2014) utilizan esa variable en el cálculo del DVI (Drought Vulnerability Index) que proponen para la medición de la vulnerabilidad en África. De Stefano <i>et al.</i> (2015) también lo utilizan como indicador de sensibilidad frente al riesgo de sequía en el contexto europeo.
Escala territorial	Unidad de Demanda Urbana (UDU), Sistema de Explotación (SE), Demarcación Hidrográfica (DH)
Escala temporal	Actual, 2021, 2033
Fuente de datos	Anejo 3. Usos y demandas de agua. Plan Hidrológico de Demarcación Hidrográfica Guadalete- Barbate (2015-2021).
Cálculo	$DP_x = \frac{N_x}{S_x},$ <p>Donde:</p> <p>DP_x = Densidad de población de cada UDU, SE o DH</p> <p>N_x = Población permanente de cada UDU, SE o DH</p> <p>S_x = Superficie de de cada UDU, SE o DH</p>
Relación con la vulnerabilidad	Cuanto mayor sea el valor de la densidad poblacional mayor será la sensibilidad y por tanto mayor la vulnerabilidad.

Ficha 3. Incremento por población estacional

Indicador: Incremento por población estacional (IPE)	
Definición	Aumento poblacional debido a la población estacional respecto a la población permanente, expresado en %.
Descripción	La población estacional es aquella que reside ocasionalmente en un municipio por motivos turísticos o vacacionales. La población equivalente es aquella que habitando de forma permanente en el municipio consumiría el mismo volumen que la población permanente más la estacional. Este indicador relaciona la importancia relativa de la población equivalente respecto a la población permanente. Aunque el Plan Hidrológico Guadalete Barabate (2015 -2021) estima las demandas urbanas en base a la población equivalente (es decir, la población estacional está incluida en la estimación de la demanda), la población equivalente suele tender a concentrarse en los meses de verano y por tanto, el aumento de las demandas también.
Referencia	No aplicado anteriormente.
Escala territorial	Unidades de demanda urbana (UDU), Sistema de Explotación (SE), Demarcación Hidrográfica (DH)
Escala temporal	Actual, 2021, 2033
Fuente de datos	Apéndice 3.2. Unidades de demanda urbana, del Anejo 3. Usos y Demandas de Agua. Plan Hidrológico de la Demarcación Hidrográfica Guadalete Barabate (2015-2021)
Cálculo	$IPE_x = \frac{PE_i}{PP_i},$ <p>Donde:</p> <p>IPE_i = Incremento Poblacional por Población Estacional (%)</p> <p>PE_i = Población Equivalente de la UDU i (hab)</p> <p>PP_i = Población Permanente de la UDU i (hab)</p>
Relación con la vulnerabilidad	Cuanto mayor sea el incremento de población debido a la población estacional mayor y más concentrada será la presión sobre los recursos hídricos y por tanto mayor sensibilidad a sufrir consecuencias adversas en caso de sequía y mayor vulnerabilidad.

Ficha 4. Tasa de crecimiento anual

Indicador: Tasa de crecimiento anual (r)	
Definición	Incremento medio anual de la población que habita un territorio
Descripción	La evolución de la dinámica poblacional es una referencia para realizar estimaciones sobre la evolución de la demanda urbana de agua y por tanto las necesidades a las que habrá que dar respuesta en los escenarios futuros. Este indicador, al hacer referencia a una dinámica en evolución, puede presentar valores positivos, si la población de un determinado municipio, UDU, SE o el conjunto de la DH crece, o valores negativos si esta decrece.
Referencia	Cutter y Finch (2007), Thole an Yhole (2002), De Stefano <i>et al.</i> , 2015
Escala territorial	Unidad de Demanda (UD), Sistema de Explotación (SE), Demarcación Hidrográfica (DH)
Escala temporal	Actual, 2021, 2033
Fuente de datos	Padrones municipales 2001-2011. Instituto Nacional de Estadística (INE).
Cálculo	<p>Para el cálculo de este indicador se ha escogido como escala temporal de análisis el último periodo intercensal (2001 -2011). En primer lugar, se calcula la población de cada una de las UDUs, mediante la agregación de los valores de población de los municipios que la componen, después se calcula la tasa de crecimiento anual de cada una de las UDUs, de la siguiente manera. Para los el valor de este indicador en los escenarios 2021 y 2033 se asumen las estimaciones realizadas por el Plan Hidrológico.</p> $r = \left(\frac{P(2011)}{P(2001)}^{\frac{1}{n}} - 1 \right)$ <p>Donde; <i>r</i> = tasa de crecimiento anual <i>P(2011)</i> = Población del año 2011 <i>P(2001)</i> = Población del año 2001 <i>n</i> = número de años (10)</p>
Relación con la vulnerabilidad	Cuanto mayor sea la tasa de crecimiento anual de la población (r), mayor será la sensibilidad y la vulnerabilidad frente al riesgo de sequía.

Ficha 5. Población sin acceso a suministro

Indicador: Población sin acceso a suministro (PSAS)	
Definición	Porcentaje de la población sin acceso a servicio de abastecimiento de agua para el consumo urbano en su vivienda.
Descripción	La relación entre el acceso a fuente a suministro de agua potable en la vivienda y la sequía tiene que ver con la dependencia de fuentes de agua pública de la cual una población sin acceso a suministro en los hogares se abastece, y el riesgo de que un descenso en la disponibilidad del recurso o una restricción en dichas fuentes públicas de agua, deje sin suministro a dicha población. Es un indicador que adquiere gran relevancia en aquellos territorios que por motivos económicos y tecnológicos presentan bajos porcentajes de acceso a suministro de agua potable en los hogares, como así ocurre en algunos lugares del cuerno de África, donde además se relaciona con enfermedades y altas tasas de mortalidad debido al consumo de agua contaminada. En los países más desarrollados tecnológica y económicamente, el acceso al suministro de agua está prácticamente resuelto. Sin embargo, todavía se observan casos de viviendas sin sistema de suministro de agua potable que producen una sensibilidad diferente de dicha población a la aparición de una sequía fundamentalmente por dos aspectos: 1) dependencia de fuentes de agua pública, 2) dependencia de agua embotellada para satisfacer las necesidades básicas y por tanto el acceso al recurso a un precio medio 1000 veces superior a la del grifo.
Referencia	Iglesias <i>et al.</i> (2007)
Escala territorial	Unidad de Demanda Urbana (UDA), Sistema de Explotación (SE), Demarcación Hidrográfica (DH)
Escala temporal	Actual
Fuente de datos	Censo de Población y Vivienda 2011. Instituto Nacional de Estadística (INE)
Cálculo	$PSAS_i = \frac{NSAS_i}{N_T}$ <p>Donde;</p> <p>$PSAS_i$ = Porcentaje de población sin acceso a suministro de agua en su hogar del municipio i</p> <p>$NSAS_i$ = N° personas sin acceso a suministro de agua en su hogar del municipio i</p> <p>N_T = Población total del municipio i</p>
Relación con la vulnerabilidad	Cuanto mayor sea el porcentaje de población sin acceso a suministro en su vivienda, mayor será la sensibilidad de dicha población a la aparición de una sequía y por tanto mayor también su vulnerabilidad.

Fichas de los indicadores para el factor demandas y uso del agua

Ficha 6. Demanda relativa por sectores

Indicador: Demanda de agua relativa por sectores (DRS)	
Definición	Medida de la utilización de recursos hídricos para satisfacer las demandas de cada sector: doméstico (DRD), industrial (DRI), agrario (DRA), energético (SER) y recreativo (DRR).
Descripción	Este indicador establece la proporción de recursos hídricos utilizados (demandas) para satisfacer las necesidades de un determinado sector respecto al total de recursos utilizados para satisfacer todas las demandas. Hace referencia únicamente a los usos consuntivos del agua. Es especialmente útil cuando en aquellos análisis de vulnerabilidad que comparan la vulnerabilidad de los diferentes sectores o se centran el análisis de la vulnerabilidad de un sector concreto.
Referencia	De Stefano <i>et al.</i> , (2015) emplean este indicador para medir la relevancia del uso del agua por sectores económicos utilizando la escala de país.
Escala territorial	Sistema de Explotación (SE), Demarcación Hidrográfica (DH)
Escala temporal	Actual, 2021, 2027
Fuente de datos	Anejo 2. Inventario de Recursos Hídricos. Plan Hidrológico de la Demarcación Hidrográfica-Guadalete Barbate (2015 -2021). Anejo 3. Usos y Demandas de Agua. Plan Hidrológico de la Demarcación Hidrográfica-Guadalete Barbate (2015 -2021).
Cálculo	$DR_i = \frac{DS_i}{D_T} ,$ <p><i>Donde;</i></p> <p>DRS_i = Indicador de Demanda de Agua del Sector i DS_i = Demanda de Agua del Sector i D_T = Demanda de Agua del total de usos consuntivos</p>
Relación con la vulnerabilidad	Cuanto mayor sea la Demanda de Agua Relativa de cada sector, mayor dependencia tendrá dicho sector sobre la disponibilidad total del recurso y por tanto menos flexibilidad para adaptarse a un período de sequía que provoque una disminución de los recursos hídricos disponibles.

Ficha 7. Water Explotation Index

Indicador: Water Explotation Index (WEI+)	
Definición	Medida de la intensidad presión sobre los recursos hídricos.
Descripción	Este indicador relaciona el nivel de captación total de recursos hídricos para todos los usos (consuntivos y no consuntivos), respecto al volumen total de recursos renovables, el PHD ofrece datos una vez descontados los volúmenes reservados para caudales ambientales y teniendo en cuenta el volumen de retornos.
Referencia	EEA (2012); Iglesias <i>et al</i> (2013)
Escala territorial	Sistema de Explotación (SE), Demarcación Hidrográfica (DH)
Escala temporal	Actual, 2021, 2027
Fuente de datos	Anejo 6. Sistemas de Explotación y Balances. Plan Hidrológico de la Demarcación Hidrográfica Guadalete-Barbate (2015 -2021).
Cálculo	$WEI = \frac{W-S}{Q},$ <p>Donde;</p> <p><i>WEI</i> = Water Explotation Index <i>W</i> = Extracciones anuales de agua (demandas) <i>S</i> = Recursos de agua desada <i>Q</i> = Recursos anuales disponible</p> <p>Según Eurostat, el nivel de estrés hídrico de los recursos renovables puede baremarse según la siguiente clasificación.</p> <p>$WEI < 0,1$ = sin estrés hídrico $0,1 < WEI < 0,2$ = estrés hídrico bajo $0,2 < WEI < 0,4$ = estrés hídrico moderado $0,4 < WEI$ = estrés hídrico alto</p>
Relación con la vulnerabilidad	Cuanto mayor sea el estrés hídrico al que están sometidos los sistemas de explotación, mayor será la vulnerabilidad frente al riesgo de sequía.

Ficha 8. Eficiencia de sistemas de riego

Indicador: Eficiencia de sistemas de riego (ESR)	
Definición	Valor de la eficiencia del uso del agua en función de los sistemas de riego utilizados.
Descripción	Los sistemas de riego aplicados a cada una de las Unidades de Demanda Agraria (UDA) pueden ser por gravedad, aspersión o riego localizado, dependiendo de su grado de modernización. La modernización de los sistemas de riego permite obtener los mismos rendimientos utilizando menos agua por lo que el grado de modernización de los sistemas de riego es un factor determinante para poder satisfacer las necesidades del cultivo, incluso en ausencia o disminución de precipitaciones. El objetivo del indicador es ofrecer información sobre la eficiencia de los sistemas de riego de una determinada UDA, y poder analizar las diferencias entre ellas.
Referencia	No aplicado anteriormente en estudio de vulnerabilidad a la sequía
Escala territorial	Unidad de Demanda Agraria(UDA), Sistema de Explotación (SE), Demarcación Hidrográfica (DH)
Escala temporal	Actual, 2021, 2027
Fuente de datos	Anejo 3. Usos y demandas de agua. Plan Hidrológico de la Demarcación Hidrográfica Guadalete Bárbate (2009 -2015). Instrucción de Planificación Hidrológica
Cálculo	$EASR = \frac{\%S_G * Ceficiencia_G + \%S_A * Ceficica_A + \%S_L + Ceficiencia_L}{Stotal}$ <p>Donde;</p> <p><i>ESR = Indicador de Eficiencia de Sistemas de Riego</i> <i>%S_G = Superficie regada por Gravedad</i> <i>Ceficiencia_G = Coeficiente eficiencia Gravedad (según IPH)</i> <i>%S_A = Superficie regada por Aspersión</i> <i>Ceficiencia_A = Coeficiente eficiencia Aspersión (según IPH)</i> <i>%S_L = Superficie regada por Localizado</i> <i>Ceficiencia_L = Coeficiente eficiencia Localizado (según IPH)</i> <i>S total = Superficie total</i></p>
Relación con la vulnerabilidad	Cuanto mayor sea la eficiencia en los sistemas de riego, menor será la sensibilidad de cada demanda, y por tanto también la vulnerabilidad.

Ficha 9. Pérdidas en redes agrarias

Indicador: Pérdidas en redes agrarias (PRA)	
Definición	Expresión en porcentaje del volumen de pérdidas en redes respecto al volumen total captado para la satisfacción de una demanda urbana.
Descripción	Las pérdidas en redes y conducciones son uno de los factores más importantes a la hora de conseguir un uso eficiente de los recursos hídricos. Este factor puede ser determinante para garantizar la satisfacción de las demandas en situaciones de sequía y restricciones de suministro para los diferentes usos.
Referencia	No aplicado anteriormente en estudio de vulnerabilidad a la sequía
Escala	Unidad de Demanda (UDA), Sistema de Explotación (SE), Demarcación Hidrográfica (DH)
Escala temporal	Actual, 2021, 2027
Fuente de datos	Anejo 3. Usos y demandas de agua. Plan Hidrológico de la Demarcación Hidrográfica Guadalete-Barbate (2009 -2015). El Plan incluye para la estimación de las pérdidas, los valores de eficiencia de sistemas de riego y de infraestructuras de transporte y distribución de agua, pero no especifica los valores de cada uno.
Cálculo	$PRA = \frac{\text{Volumen pérdidas}}{\text{Volumen captado}} * 100$ <p>Donde;</p> <p><i>PRA = Pérdidas en redes agrarias (%)</i></p>
Relación con la vulnerabilidad	Cuanto mayor sea el indicador de las pérdidas, mayor será la sensibilidad a la sequía y también la vulnerabilidad.

Ficha 10. Pérdidas en redes urbanas

Indicador: Pérdidas en redes urbanas (PRU)	
Definición	Expresión en porcentaje del volumen de perdidas en redes respecto al volumen total captado para la satisfacción de una demanda urbana
Descripción	Las pérdidas en redes son uno de los factores más importantes a la hora de conseguir un uso eficiente de los recursos hídricos. Cuanto más eficiente sea el uso del recurso y menos pérdidas se registren en las redes y conducciones, menos serán las afecciones en caso de restricción de suministros urbanos.
Referencia	No aplicado anteriormente en estudio de vulnerabilidad a la sequía
Escala territorial	Unidad de Demanda (UDA), Sistema de Explotación (SE), Demarcación Hidrográfica (DH)
Escala temporal	Actual, 2021, 2027
Fuente de datos	Anejo 3. Usos y demandas de agua. Plan Hidrológico de la Demarcación Hidrográfica Guadalete Bárbate (2009 -2015).
Cálculo	$PRA = \frac{\text{Volumen perdidas}}{\text{Volúmen captado}} * 100$ <p>Donde;</p> <p>$PRA = \text{Pérdidas en redes urbanas (\%)}$</p>
Relación con la vulnerabilidad	Cuanto mayor sea el indicador de las pérdidas, mayor será la sensibilidad a la sequía y también la vulnerabilidad.

Ficha 11. Superficie relativa de secano

Indicador: Superficie relativa de secano (SRS)	
Definición	Proporción de superficie dedicada a los cultivos de secano.
Descripción	Las afecciones de una sequía sobre los cultivos de secano aparecen en una escala temporal diferente las afecciones en el resto de usos. Un descenso de las precipitaciones de apenas tres meses en un momento en el que los cultivos requieren más aportes de agua puede ser crítico para el sector. Por tanto, aquellos SE o DH que tengan una mayor superficie de secano, serán más sensibles a sufrir las consecuencias de una descenso de las precipitaciones.
Referencia	No utilizado anteriormente en evaluaciones de sequía.
Escala territorial	Sistema de Explotación (SE), Demarcación Hidrográfica (DH)
Escala temporal	Actual
Fuente de datos	Corine Land Cover (2006)
Cálculo	$SRS = \frac{S_{secano}}{S_{total}}$ <p>Donde;</p> <p>$SRS = Superficie Relativa de Secano (\%)$</p> <p>$S_{secano} = Superficie dedica a los cultivos de secano (ha)$</p> <p>$S_{total} = Superficie total (ha)$</p>
Relación con la vulnerabilidad	Cuanto mayor sea la superficie de secano de un SE o de una determinada DH más sensible será a la aparición de una sequía y por tano también más vulnerable.

Fichas de los indicadores para el factor origen del recurso

Ficha 12. Estado de masas de agua

Indicador: Estado masas de agua (EMA)																																																																																																	
Definición	Designación de <i>estado global</i> de una masa de agua en función de la caracterización de su estado o potencial ecológico y su estado químico para las masas de agua superficiales, y en función de su estado cuantitativo y químico para las masas de agua subterráneas.																																																																																																
Descripción	Las masas de agua son el elemento fundamental sobre el que se apoya la planificación hidrológica tras la entrada en vigor de la DMA en el año 2000, pues a partir de ellas se abastecen las distintas demandas. Por tanto, el buen estado de las masas de agua es fundamental para garantizar una adecuada satisfacción de la demandas. En un período de descenso de precipitaciones, el estado cualitativo y cuantitativo de una masas de agua se puede ver afectado poniendo dificultades para la satisfacción de dichas demandas por lo que el estado previo a la aparición de una sequía puede condicionar la forma en que dicha masas de agua responde al descenso de precipitaciones.																																																																																																
Referencia	De Stefano <i>et al.</i> (2015) han utilizado el estado de las masas de agua como variable de sensibilidad frente al riesgo de sequía a nivel Pan-Europeo utilizando el estado de las masas de agua a nivel de país. Al nivel detallado de masas de agua no se ha aplicado.																																																																																																
Escala territorial	Masas de agua, Unidades de Demanda (UD), Sistema de Explotación (SE) y Demacración Hidrográfica (DH)																																																																																																
Escala temporal	Actual																																																																																																
Fuente de datos	Anejo 8. Objetivos medioambientales y exenciones. Plan Hidrológico de la Demarcación Hidrológica Guadalete Barbate (2015 -2021).																																																																																																
Cálculo	<p>Se ha desarrollado una metodología de cálculo que permite evaluar el estado de las masas superficiales y subterráneas de agua en una escala entre 0 y 1 en función de las causas que determina la designación de su <i>estado global</i>. Puesto que el <i>estado global</i> de una masa de agua superficial está en función de su <i>estado/potencial ecológico</i> y en función de su <i>estado químico</i>, se le ha signado peso relativo de 0,5 a cada uno de ellos. Después, en función de la designación que hace el Plan Hidrológico para el <i>estado/potencial ecológico</i> (muy bueno, bueno, moderado deficiente o malo) y para el <i>estado químico</i> (bueno o peor que bueno) se asignan los valores que se presentan en la tabla. Para el cálculo final del indicador se suman los valores obtenidos para el <i>estado/potencial ecológico</i> y el <i>estado químico</i> multiplicados por los pesos relativos asignados (0,5) obteniendo un valor entre 0 (nada sensible) y 1 (muy sensible). asignan pesos que aumentan a medida que el estado empeora.</p> <table><tr><th colspan="6">Masas de agua superficiales</th></tr><tr><th>Estado Global</th><th colspan="2">Estado/ potencial ecológico (0,5)</th><th colspan="2">Estado químico (0,5)</th><th>EMA</th></tr><tr><td rowspan="2">Bueno</td><td>Muy bueno</td><td>0</td><td>Bueno</td><td>0</td><td>0</td></tr><tr><td>Bueno</td><td>0,25</td><td>Bueno</td><td>0</td><td>0,125</td></tr><tr><td rowspan="8">Malo</td><td>Muy bueno</td><td>0</td><td>Peor que bueno</td><td>1</td><td>0.5</td></tr><tr><td>Bueno</td><td>0,25</td><td>Peor que bueno</td><td>1</td><td>0,625</td></tr><tr><td rowspan="2">Moderado</td><td rowspan="2">0,5</td><td>Bueno</td><td>0</td><td>0,250</td></tr><tr><td>Peor que bueno</td><td>1</td><td>0,725</td></tr><tr><td rowspan="2">Deficiente</td><td rowspan="2">0,75</td><td>Bueno</td><td>0</td><td>0,375</td></tr><tr><td>Peor que bueno</td><td>1</td><td>0,875</td></tr><tr><td rowspan="2">Malo</td><td rowspan="2">1</td><td>Bueno</td><td>0</td><td>0,5</td></tr><tr><td>Peor que bueno</td><td>1</td><td>1</td></tr></table> <p>El mismo procedimiento se realiza para las aguas subterráneas, cuya designación de estado queda en función de su estado químico (bueno o malo) y su estado químico (bueno o malo).</p> <table><tr><th colspan="6">Masas de agua subterráneas</th></tr><tr><th>Estado Global</th><th colspan="2">Estado cuantitativo (0,5)</th><th colspan="2">Estado químico (0,5)</th><th>EMA</th></tr><tr><td>Bueno</td><td>Bueno</td><td>0</td><td>Bueno</td><td>0</td><td>0</td></tr><tr><td rowspan="3">Malo</td><td>Malo</td><td>1</td><td>Bueno</td><td>0</td><td>0,5</td></tr><tr><td>Bueno</td><td>0</td><td>Malo</td><td>1</td><td>0,5</td></tr><tr><td>Malo</td><td>1</td><td>Malo</td><td>1</td><td>1</td></tr></table>					Masas de agua superficiales						Estado Global	Estado/ potencial ecológico (0,5)		Estado químico (0,5)		EMA	Bueno	Muy bueno	0	Bueno	0	0	Bueno	0,25	Bueno	0	0,125	Malo	Muy bueno	0	Peor que bueno	1	0.5	Bueno	0,25	Peor que bueno	1	0,625	Moderado	0,5	Bueno	0	0,250	Peor que bueno	1	0,725	Deficiente	0,75	Bueno	0	0,375	Peor que bueno	1	0,875	Malo	1	Bueno	0	0,5	Peor que bueno	1	1	Masas de agua subterráneas						Estado Global	Estado cuantitativo (0,5)		Estado químico (0,5)		EMA	Bueno	Bueno	0	Bueno	0	0	Malo	Malo	1	Bueno	0	0,5	Bueno	0	Malo	1	0,5	Malo	1	Malo	1	1
Masas de agua superficiales																																																																																																	
Estado Global	Estado/ potencial ecológico (0,5)		Estado químico (0,5)		EMA																																																																																												
Bueno	Muy bueno	0	Bueno	0	0																																																																																												
	Bueno	0,25	Bueno	0	0,125																																																																																												
Malo	Muy bueno	0	Peor que bueno	1	0.5																																																																																												
	Bueno	0,25	Peor que bueno	1	0,625																																																																																												
	Moderado	0,5	Bueno	0	0,250																																																																																												
			Peor que bueno	1	0,725																																																																																												
	Deficiente	0,75	Bueno	0	0,375																																																																																												
			Peor que bueno	1	0,875																																																																																												
	Malo	1	Bueno	0	0,5																																																																																												
			Peor que bueno	1	1																																																																																												
Masas de agua subterráneas																																																																																																	
Estado Global	Estado cuantitativo (0,5)		Estado químico (0,5)		EMA																																																																																												
Bueno	Bueno	0	Bueno	0	0																																																																																												
Malo	Malo	1	Bueno	0	0,5																																																																																												
	Bueno	0	Malo	1	0,5																																																																																												
	Malo	1	Malo	1	1																																																																																												
Relación con la vulnerabilidad	Cuanto mayor es el valor del indicador, mayor es la sensibilidad de la masa de agua a la sequía y por tanto mayor la vulnerabilidad.																																																																																																

Ficha 13. Ficha origen del recurso

Indicador: Origen del recurso (OR)																										
Definición	Grado de distribución de origen del recurso (superficial, subterráneo, reutilización, desalación, recursos externos) según las fuentes de agua utilizadas par la satisfacción de las demandas.																									
Descripción	Este indicador sintetiza la sensibilidad de una determinada demanda de agua mediante el grado de distribución de los recursos en función de su origen (superficial, subterráneo, reutilización, desalación y recursos externos). Para ello se establecen unos pesos a cada una de los posibles orígenes del recurso en función de la diferente respuesta que cada fuente de agua según su origen presenta cuando aparece una sequía meteorológica. Así, se establece que la fuente de recursos más sensible a un período de sequía será aquel que se abastece de recursos externos, por la dependencia de los conflictos y decisiones políticas de los que depende la disponibilidad de dichos recursos y la dependencia de las precipitaciones en otra cuenca, el siguiente tipo de fuente más sensible son los recursos superficiales, por ser los que primero reproducen los efectos del descenso de precipitaciones, después los recursos subterráneos en los que la disminución de precipitaciones se manifiestan más tarde, después los recursos reutilizados y finalmente los recursos de la desalación, que son totalmente independientes de las precipitaciones (al margen de otras implicaciones políticas y económicas). La misma clasificación se establece para el origen de los recursos externos, cuando los haya.																									
Referencia	No aplicado anteriormente																									
Escala territorial	Unidades de Demanda (UD), Sistema de Explotación (SE) y Demarcación Hidrográfica (DH)																									
Escala temporal	Actual, 2021, 2027																									
Fuente de datos	Anejo 3. Usos y demandas de agua. Plan Hidrológico de la Demarcación Hidrográfica Guadalete Barbate (2015 -2021).																									
Cálculo	<p>En primer lugar se hace una asignación de pesos en función del tipo de fuente del origen del agua y su posible afección debido a un descenso de las precipitaciones.</p> <table><tr><th colspan="3">Pesos asignados en función del origen del recurso</th></tr><tr><td colspan="2">Desalación</td><td>0</td></tr><tr><td colspan="2">Reutilización</td><td>0,25</td></tr><tr><td colspan="2">Subterráneos</td><td>0,50</td></tr><tr><td colspan="2">Superficiales</td><td>0,75</td></tr><tr><td rowspan="4">Recursos externos</td><td>Desalación</td><td>0,815</td></tr><tr><td>Reutilización</td><td>0,88</td></tr><tr><td>Subterráneos</td><td>0,945</td></tr><tr><td>Superficiales</td><td>1</td></tr></table> <p>En segundo lugar se aplica la siguiente fórmula para el cálculo del indicador, que es el sumatorio de los porcentajes de cada tipo de fuente de las que se abastece una determinada demanda, SE o para el conjunto de la DH.</p> $OR= \sum_{i=1}^n (\%DO * PO) _i ,$ <p>Donde;</p> <p><i>OR</i> = Origen del Recurso <i>%DO</i> = Porcentaje de la Demanda satisfcha con recursos del Origen <i>i</i> <i>PO</i> = Peso asignado a cada Origen del recurso <i>i</i> (valores de la tabla)</p>		Pesos asignados en función del origen del recurso			Desalación		0	Reutilización		0,25	Subterráneos		0,50	Superficiales		0,75	Recursos externos	Desalación	0,815	Reutilización	0,88	Subterráneos	0,945	Superficiales	1
Pesos asignados en función del origen del recurso																										
Desalación		0																								
Reutilización		0,25																								
Subterráneos		0,50																								
Superficiales		0,75																								
Recursos externos	Desalación	0,815																								
	Reutilización	0,88																								
	Subterráneos	0,945																								
	Superficiales	1																								
Relación con la vulnerabilidad	Cuanto mayor sea el nivel del indicador, mayor será la sensibilidad y por tanto la vulnerabilidad de una determinada demanda, SE o DH frente al riesgo de sequía.																									

Fichas de los indicadores para el factor relevancia socio-económica

Ficha 14. Relevancia social por sectores

Indicador: Relevancia social por sectores (RSS)	
Definición	Porcentaje de población ocupada de cada sector (agricultura y ganadería, abastecimiento y saneamiento de agua, industria, energía, turismo y acuicultura) respecto a la población ocupada total.
Descripción	Este indicador da un valor de la importancia relativa que cada sector económico relacionado con el uso de agua tiene sobre el empleo de un territorio concreto, y por tanto da muestras del número de personas que depende económicamente de dichos sectores.
Referencia	Books <i>et al.</i> (2002); Garrote e Iglesias (2012); De Stefano <i>et al.</i> (2015); Hamouda <i>et al.</i> (2009); Naumann <i>et al.</i> (2014).
Escala territorial	Sistema de Explotación (SE), Demarcación Hidrográfica (DH)
Escala temporal	Actual
Fuente de datos	Censo de Población y Vivienda, 2011. Instituto Nacional de Estadística (INE).
Cálculo	$RSS_i = \frac{N^{\circ} \text{ ocupados sector } i}{N^{\circ} \text{ ocupados totales}} * 100$ <p>Donde;</p> <p>RSS_i = % de población ocupada cuya actividad principal es en el sector i</p> <p>$N^{\circ} \text{ ocupados sector } i$ = n° de ocupados totales (tiempo completo + tiempo parcial) en sector i</p> <p>$N^{\circ} \text{ ocupados totales}$ = n° ocupados totales (tiempo completo + tiempo parcial)</p>
Relación con la vulnerabilidad	Cuanto mayor sea la relevancia social del sector, mayor será el número de personas que pueden verse afectadas laboralmente por una sequía y por tanto mayor la vulnerabilidad.

Ficha 15. Relevancia económica por sectores

Indicador: Relevancia económica por sectores (RES)	
Definición	Hace referencia al peso económico que tiene cada uno de los sectores en el conjunto de la DH.
Descripción	Este indicador da un valor del posible impacto económico que puede tener una sequía en una determinada DH. Es especialmente útil para hacer comparación entre diferentes DH y entre los diferentes sectores económicos.
Referencia	Books <i>et al.</i> (2002); Garrote e Iglesias, (2012); De Stefano <i>et al.</i> (2015); Hamouda <i>et al.</i> (2009); Naumann <i>et al.</i> (2014).
Escala territorial	Demarcación Hidrográfica (DH)
Escala temporal	Actual
Fuente de datos	Instituto Nacional de Estadística (INE) Instituto de Estadística y Cartografía de Andalucía (IECA)
Cálculo	$RES_i = \frac{VAB_i}{P.I.B.} * 100$ <p>Donde;</p> <p>RES_i = relevancia económica del sector i VAB_i = Valor Añadido Bruto del sector i $P.I.B.$ = Producto Interior Bruto (a precios de mercado)</p>
Relación con la vulnerabilidad	Cuanto mayor sea la relevancia social del sector, mayor será el número de personas que pueden verse afectadas laboralmente por una sequía y por tanto mayor la vulnerabilidad.

ANEXO 3. FICHAS DE INDICADORES DE CAPACIDAD DE ADAPTACIÓN

En este anexo se presentan las fichas de cada uno de los indicadores utilizados para caracterizar la capacidad de adaptación frente al riesgo de sequía. En cada una de ellas se precisa la siguiente información:

- Definición del indicador
- Descripción
- Referencia, en caso de que haya sido utilizado anteriormente en evaluaciones de vulnerabilidad
- Escala territorial de aplicación
- Escala temporal de aplicación
- Fuente de los datos
- Metodología de cálculo
- Relación del indicador con la vulnerabilidad

En coherencia con el desarrollo y la presentación del trabajo, las fichas se presentan clasificadas en función de los distintos factores que se han utilizado para caracterizar la sensibilidad: Población, demandas y uso del agua, origen del recurso y relevancia socio-económica. Pese a que las fichas de cada uno de los indicadores que aquí se presentan están diseñadas para su aplicación en cualquier Demarcación Hidrográfica, las fuentes de datos que se presentan son las utilizadas para el cálculo de los indicadores en la Demarcación Hidrográfica Guadalete-Barbate.

Fichas de indicadores de factor participación pública

Ficha 16. Participación pública en la planificación

Indicador: Participación pública en la planificación (PPP)																																												
Definición	Nivel de participación pública real y efectiva en los documentos de planificación hidrológica (PHD) y planes de sequía (PES).																																											
Descripción	La participación pública permite incluir diferentes puntos de vista, conocimiento y perspectivas legítimas en la resolución de problemas complejos (Brooks et al., 2005; Cutter, 2008; Pearce, 2005). En el caso de la gestión de las sequías, donde elevados intereses sociales, económicos y ambientales están en juego, la participación pública es una herramienta fundamental para conseguir la sostenibilidad entre dichos intereses, reducir conflictos y reducir la vulnerabilidad (EC, 2007; Iglesias et al., 2007; Wilhite, 2008), más aún cuando la confianza en los tomadores de decisiones es baja y la incertidumbre sobre los efectos del cambio climático es elevada.																																											
Referencia	Ballester y Parés (2013), García y Martínez, (2016), Parés (2015) han propuesto varios indicadores para evaluar la participación pública en los procesos de planificación del agua en España. En los trabajos sobre vulnerabilidad a la sequía, De Stefano et al. (2015) han introducido importantes avances para la consideración de este indicador en la capacidad de adaptación frente al riesgo de sequía. Aquí se propone una nueva metodología para la evaluación de la adecuación de la participación pública en los procesos de planificación hidrológica a nivel de DH.																																											
Escala territorial	Demarcación Hidrográfica (DH)																																											
Escala temporal	Actual																																											
Fuente de datos	Anejo 11. Participación pública. Plan Hidrológico de Demarcación Hidrográfica Guadalete Barbate (2015 – 2021).																																											
Cálculo	<p>Para realizar el cálculo de este indicador, se evalúa cada uno de los tres mecanismo que la DMA propone para una participación pública “real y efectiva” (información, consulta pública y participación activa). Para cada uno de ellos se han seleccionado cuatro cuestiones claves y se le ha asignado un peso igualitario a cada una de ellas. Estas cuestiones se pueden responder de forma dicotómica o numérica, en cuyo caso se procede a multiplicar por el valor asignado a dicha cuestión para obtener el valor. Una vez obtenido el resultado TOTAL para cada uno de los tres mecanismos, se calcula la media para obtener el valor del indicador. Este mecanismo se lleva a cabo tanto para evaluar el Plan Hidrológico de la Demarcación Hidrográfica Guadalete Barbate (2015 -2021), como para la evaluación del Plan Especial de Alerta y Eventual Sequía de la Demarcación (2007).</p> <table><tr><td></td><td></td><td>SI</td><td>NO</td></tr><tr><td rowspan="4">Información y transparencia</td><td>¿Información disponible?</td><td>0,1</td><td>0</td></tr><tr><td>¿Información adaptada?</td><td>0,1</td><td>0</td></tr><tr><td>¿Información disponible en formato editable?</td><td>0,1</td><td>0</td></tr><tr><td>¿Microdatos disponibles?</td><td>0,1</td><td>0</td></tr><tr><td rowspan="3">Consulta Pública</td><td>¿Reuniones informativas en territorio?</td><td>0,1</td><td>0</td></tr><tr><td>¿Diversidad de alegaciones?</td><td>0,1</td><td>0</td></tr><tr><td>¿Respuesta alegaciones?</td><td>0,1</td><td>0</td></tr><tr><td rowspan="3">Participación activa</td><td>¿Diagnóstico compartido?</td><td>0,1</td><td>0</td></tr><tr><td>¿Objetivos compartidos?</td><td>0,1</td><td>0</td></tr><tr><td>¿Propuestas debatidas?</td><td>0,1</td><td>0</td></tr><tr><td colspan="2">Puntuación total (valor indicador)</td><td colspan="2">/1</td></tr></table> <p>Notas: Para evaluar el grado de diversidad de las alegaciones, se calcula el número de alegaciones realizadas por cada uno de los cuatro grupos de actores que la propia planificación identifica (administraciones, usuarios económicos del agua, tejido social estructurado y centros de investigación/ universidad), teniendo en cuenta los tres procesos de consulta que establece la normativa (documentos iniciales, EpTI, Proyecto de PHD, para el PES, el único documento sometido a consulta pública es el propio PES). Para determinar si hay suficiente diversidad de alegaciones, se calcula el porcentaje de alegaciones presentadas por administraciones y usuarios económicos respecto al total de alegaciones, ya que son los dos grupos que acaparan el tradicional debate sobre la gestión del agua. De esta manera se puede evaluar la introducción de nuevos actores en el debate. Se considera que hay diversidad se esta en la alegaciones si este porcentaje no supera el 60 % de las alegaciones.</p>					SI	NO	Información y transparencia	¿Información disponible?	0,1	0	¿Información adaptada?	0,1	0	¿Información disponible en formato editable?	0,1	0	¿Microdatos disponibles?	0,1	0	Consulta Pública	¿Reuniones informativas en territorio?	0,1	0	¿Diversidad de alegaciones?	0,1	0	¿Respuesta alegaciones?	0,1	0	Participación activa	¿Diagnóstico compartido?	0,1	0	¿Objetivos compartidos?	0,1	0	¿Propuestas debatidas?	0,1	0	Puntuación total (valor indicador)		/1	
		SI	NO																																									
Información y transparencia	¿Información disponible?	0,1	0																																									
	¿Información adaptada?	0,1	0																																									
	¿Información disponible en formato editable?	0,1	0																																									
	¿Microdatos disponibles?	0,1	0																																									
Consulta Pública	¿Reuniones informativas en territorio?	0,1	0																																									
	¿Diversidad de alegaciones?	0,1	0																																									
	¿Respuesta alegaciones?	0,1	0																																									
Participación activa	¿Diagnóstico compartido?	0,1	0																																									
	¿Objetivos compartidos?	0,1	0																																									
	¿Propuestas debatidas?	0,1	0																																									
Puntuación total (valor indicador)		/1																																										
Relación con la vulnerabilidad	Cuanto mayor sea el grado de participación pública mayor será la capacidad de adaptación a la sequía y por tanto menor la vulnerabilidad.																																											

Ficha 17. Diversidad de representación en órganos de gestión

Indicador: Diversidad en órganos de gestión (DOG)	
Definición	Nivel de diversidad en los órganos participativos de gestión del agua.
Descripción	La participación pública permite incluir diferentes puntos de vista, conocimiento y perspectivas legítimas en la resolución de problemas complejos (Brooks et al., 2005; Cutter, 2008; Pearce, 2005). En el caso de la gestión de las sequías, donde elevados intereses sociales, económicos y ambientales están en juego, la diversidad de perspectivas e intereses legítimos en los órganos de decisión es un elemento fundamental para conseguir la sostenibilidad entre dichos intereses, reducir conflictos y reducir la vulnerabilidad (EC, 2007; Iglesias et al., 2007; Wilhite, 2008), más aún cuando la confianza en los tomadores de decisiones es baja y la incertidumbre sobre los efectos del cambio climático es elevada.
Referencia	No aplicado anteriormente a evaluaciones de vulnerabilidad a la sequía.
Escala territorial	Demarcación Hidrográfica (DH)
Escala temporal	Actual
Fuente de datos	Decreto 14/2012, de 31 de enero, por el que se crea la Comisión de Autoridades Competentes de las demarcaciones hidrográficas de las cuencas intracomunitarias situadas en Andalucía y se regula su organización, funcionamiento y atribuciones. Decreto 477/2015, de 17 de noviembre, por el que se regulan los Órganos Colegiados de Participación Administrativa y Social de la Administración Andaluza del Agua.
Cálculo	<p>Para el cálculo de este indicador, se calcula el porcentaje de representación que ostentan las administraciones y los usuarios económicos del agua de los distintos órganos de gestión respecto al total de representantes con derecho a voto. Concretamente para el caso de estudio de la DHGB se analizan los siguientes órganos de gestión: (Consejo Andaluz del Agua (CAA), Comité de Autoridades Competentes (CAC), Consejo del Agua de la DHGB (CADHGB) y Comités de Gestión del Sistema de Explotación Guadalete (CGSEG) y del Sistema de Explotación Barbate (CGSEB).</p> $DOG = \frac{\% CAA + \% CAC + \% CADHG + \% CGSEG + \% CGSEB}{5}$ <p>Donde; <i>DOG = Indicador de diversidad de participación en los órganos de gestión</i> <i>% CAA = Representación de Administración y usuarios económicos en CAA</i> <i>% CAC = Representación de Administración y usuarios económicos en CAC</i> <i>% CADHGB = Representación de Administración y usuarios económicos en CADHGB</i> <i>% CGSEG = Representación de Administración y usuarios económicos en CGSEG</i> <i>% CGSEB = Representación de Administración y usuarios económicos en CGSEB</i></p>
Relación con la vulnerabilidad	Cuanto mayor sea el grado de diversidad en los órganos de gestión del agua mayor el número de intereses legítimos en el proceso de toma de decisiones, y por tanto mayor la flexibilidad y la capacidad de adaptación.

Fichas de indicadores del factor cumplimiento de la legislación

Ficha 18. Adecuación del Plan Hidrológico a la DMA

Indicador: Adecuación del Plan Hidrológico a la DMA (PHMA)																					
Definición	Grado de cumplimiento de las directrices de la DMA en su trasposición al Plan de Demarcación Hidrográfica.																				
Descripción	El grado de cumplimiento de las directrices de la DMA en la planificación a nivel de demarcación, es resultado de un proceso de evaluación cualitativo llevado a cabo por una serie de expertos pertenecientes al OPPA de la Fundación Nueva Cultura del Agua. En esta evaluación se valora la correcta aplicación de lo establecido en la DMA en el segundo ciclo de planificación hidrológica (2015 - 2021)																				
Referencia	No aplicado anteriormente.																				
Escala territorial	Demarcación Hidrográfica (DH)																				
Escala temporal	Actual																				
Fuente de datos	Informe de evaluación del segundo ciclo de planificación en España. Observatorio de Políticas del Agua (OPPA) de la Fundación Nueva Cultura del Agua (2015).																				
Cálculo	<p>La evaluación de cada DH se realiza en función de los nueve puntos clave que aparecen en la tabla siguiente. A cada uno de ellos, el grupo de expertos del OPPA asigna una de las siguientes 3 opciones, en función de los progresos que el segundo ciclo de planificación (2015 -2021) ha tenido sobre el primero (2009 -2015) en cuanto a la aplicación de las directrices establecidas por la DMA:</p> <ul style="list-style-type: none"> i) ha mejorado significativamente (++) ii) Mejoras menores (+) iii) No ha mejorado (-) <p>Estas evaluaciones se cuantifican conforme a la siguiente equivalencia en un escala entre 0 -1</p> <ul style="list-style-type: none"> (++) = 0,99 (+) = 0,66 (-) = 0,33 <p>El resultado valor del indicador se obtiene al aplicar la media aritmética de los valores obtenidos para cada uno de los puntos clave (PC).</p> $PHDMA = \sum_i^n \frac{PC_i}{n}$ <p>Donde;</p> <p><i>PHDMA</i> = Indicador de cumplimiento de la Directiva Marco del Agua <i>PC_i</i> = Valoración asignada al Punto Clave <i>i</i> <i>n</i> = número de Puntos Clave</p> <p>Los valores asignados para cada Punto Clave en el Demarcación Hidrográfica Guadalete Barbate fueron los siguientes:</p> <table border="1"> <thead> <tr> <th>Punto clave evaluados</th><th>Evaluación OPPA</th></tr> </thead> <tbody> <tr><td>1. Caracterización de masas de agua. Presiones e impactos</td><td></td></tr> <tr><td>2. Seguimiento de las masas de agua</td><td></td></tr> <tr><td>3. Definición del estado de las masas de agua</td><td></td></tr> <tr><td>4. Establecimiento de objetivos ambientales</td><td></td></tr> <tr><td>5. Justificación de exenciones</td><td></td></tr> <tr><td>6. Programas de medidas</td><td></td></tr> <tr><td>7. Relación Presión – Estado – Objetivos Medioambientales</td><td></td></tr> <tr><td>8. Aplicación artículo 9. Análisis económico</td><td></td></tr> <tr><td>9. Aplicación artículo 14. Participación pública</td><td></td></tr> </tbody> </table>	Punto clave evaluados	Evaluación OPPA	1. Caracterización de masas de agua. Presiones e impactos		2. Seguimiento de las masas de agua		3. Definición del estado de las masas de agua		4. Establecimiento de objetivos ambientales		5. Justificación de exenciones		6. Programas de medidas		7. Relación Presión – Estado – Objetivos Medioambientales		8. Aplicación artículo 9. Análisis económico		9. Aplicación artículo 14. Participación pública	
Punto clave evaluados	Evaluación OPPA																				
1. Caracterización de masas de agua. Presiones e impactos																					
2. Seguimiento de las masas de agua																					
3. Definición del estado de las masas de agua																					
4. Establecimiento de objetivos ambientales																					
5. Justificación de exenciones																					
6. Programas de medidas																					
7. Relación Presión – Estado – Objetivos Medioambientales																					
8. Aplicación artículo 9. Análisis económico																					
9. Aplicación artículo 14. Participación pública																					
Relación con la vulnerabilidad	Cuanto mayor sea el valor del indicador, mayor y mejor será el grado de aplicación de las directrices establecidas por la DMA, y por tanto mayor el cumplimiento de la legislación sobre planificación hidrológica. De esa manera, cuanto mayor sea el indicador, mayor será la capacidad de adaptación y menos la vulnerabilidad.																				

Ficha 19. Índice de confianza institucional

Indicador: Índice Confianza Institucional (ICI)	
Definición	Nivel de confianza de la población sobre las instituciones responsables de políticas.
Descripción	La confianza que la población tiene en las instituciones para ejercer la autoridad, cumplir y hacer cumplir las leyes y garantizar la seguridad es un aspecto clave en la capacidad de adaptación a los riesgos naturales.
Referencia	El indicador de confianza institucional ha sido empleado en evaluaciones de vulnerabilidad previas (De Stefano <i>et al.</i> 2015).
Escala territorial	Demarcación Hidrográfica (DH)
Escala temporal	Actual
Fuente de datos	Ecobarómetro de Andalucía (serie 2004 -2013). Instituto de Estudios Sociales Avanzados (IESA-CSIC).
Cálculo	<p>Para el cálculo de este indicador se ha utilizado el indicador de Confianza Institucional desarrollado por Lafuente <i>et al.</i> (2016). Con la información obtenida de las encuestas del Ecobarómetro sobre la pregunta “¿Podría decirme qué grado de confianza le merece las siguientes instituciones a la hora de ofrecer soluciones a los problemas del medio ambiente?”</p> <p>Con esta información se construye un índice de confianza institucional relativo a la confianza en instituciones políticas que incluye los cuatro niveles territoriales de la administración pública: Unión Europea, Gobierno de España, Junta de Andalucía y ayuntamientos (Lafuente <i>et al.</i>, 2016). Se decide no incluir la confianza en las instituciones no políticas (organizaciones de consumidores, organizaciones agrarias, organizaciones ecologistas y comunidad científica), que también se incluyen en el EBA, ya que la variable que aquí se analiza es el cumplimiento de la legislación. Se realiza un sumatorio de los valores asignados a cada institución teniendo en cuenta que a “ninguna confianza” le corresponde el valor 1 y a “muchísima confianza” el valor 5. Para facilitar la interpretación de los resultados (Lafuente <i>et al.</i>, 2016) recodifican los valores finales para que el resultado de cada índice oscile entre 1 y 10.</p> <p>El valor final del indicador que se utiliza en este trabajo se obtiene al calcular la media del valor del índice para la serie temporal analizada 2004-2013 (excepto el año 2012 que no se realizó el EBA).</p>
Relación con la vulnerabilidad	Cuanto mayor sea el valor del indicador, mayor la confianza en las instituciones y por tanto menor vulnerabilidad.

Fichas de indicadores del factor herramientas de gestión

Ficha 20. Planes de Sequía

Indicador: Planes de sequía (PES) y Planes de Emergencia (PEM)																							
Definición	Grado de aplicación y adecuación del Plan de Alerta y Eventual Sequía.																						
Descripción	Los planes de mitigación en los distintos niveles de gobierno, la capacidad gestionar las sequías pueden ser mejorada y así es reconocido tanto a nivel científico (Wilhite et al., 2010; Wilhite et al, 2014; Paneque, 2015) como a nivel institucional (UE, 2007; UN/ISDR, 2007, UNW-DPC, 2013, WMO y GWP, 2014).																						
Referencia	De Stefano <i>et al.</i> (2015) utilizan un cuestionario jerárquico para cuantificar este indicador. Aquí se realiza una adaptación del mismo.																						
Escala territorial	Demarcación Hidrográfica (DG)																						
Escala temporal	Actual																						
Fuente de datos	Plan Especial de Alerta y Eventual Sequía (2007). Demarcación Hidrográfica Guadalete Barbate.																						
Cálculo	<p>Para calcular este indicador, se propone un cuestionario jerárquico de preguntas con posibilidad de respuesta <i>sí</i> o <i>no</i>. El valor final del indicador será el resultado de sumar las puntuaciones obtenidas para cada una de las preguntas.</p> <table border="1"> <thead> <tr> <th></th><th>Si</th><th>NO</th></tr> </thead> <tbody> <tr> <td>¿ Existe el Plan?</td><td>0,20</td><td>0</td></tr> <tr> <td>¿ Aprobado en fecha?</td><td>0,20</td><td>0</td></tr> <tr> <td>¿ Está actualizado?</td><td>0,20</td><td>0</td></tr> <tr> <td>¿ Ha sido evaluado?</td><td>0,20</td><td>0</td></tr> <tr> <td>¿ Ha sido participado?</td><td>0,20</td><td>0</td></tr> <tr> <td>valor del indicador (total)</td><td colspan="2">/1</td></tr> </tbody> </table>			Si	NO	¿ Existe el Plan?	0,20	0	¿ Aprobado en fecha?	0,20	0	¿ Está actualizado?	0,20	0	¿ Ha sido evaluado?	0,20	0	¿ Ha sido participado?	0,20	0	valor del indicador (total)	/1	
	Si	NO																					
¿ Existe el Plan?	0,20	0																					
¿ Aprobado en fecha?	0,20	0																					
¿ Está actualizado?	0,20	0																					
¿ Ha sido evaluado?	0,20	0																					
¿ Ha sido participado?	0,20	0																					
valor del indicador (total)	/1																						
Relación con la vulnerabilidad	Cuanto mayor sea el valor del indicador, mayor será la adecuación del Plan de sequía , y por tanto mayor será la capacidad de adaptación a la sequía y menor la vulnerabilidad.																						

Ficha 21. Decretos de sequía

Indicador: Decretos de Sequía (DS)																	
Definición	Grado de aplicación de Decretos de Sequía como herramienta de gestión de sequías.																
Descripción	Los Decretos de sequía suponen la herramienta antagónica a las ideas de prevención, mitigación y adaptación de las sequías que propone el paradigma de la gestión de riesgos. Mediante la aprobación de Decretos de sequía, se proponen una serie de medidas de emergencia y reactivas para paliar los efectos de la disminución del recurso que perpetua las ideas reactivas y de aumento de la oferta de agua propias del paradigma hidráulico tradicional que han acaparado las estrategias de gestión de la sequía en el último siglo (Lacalle, 2007; Paneque, 2015). A través de ese indicador se evalúa el nivel de resistencia del paradigma hidráulico para la gestión de la sequía a través de la consideración de los Decretos de sequía como herramienta. Para ello se analiza la normativa sobre política hidrológica a nivel autonómico (Ley de Aguas de Andalucía), y los documentos de planificación hidrológica. El reconocimiento de la necesidad de utilizar Decretos de sequía supone el exponente máximo del reconocimiento de la vulnerabilidad frente a este tipo de riesgos, por un lado y el reconocimiento de la nula confianza en la planes de sequía, que bien hecho deberían ser suficientes al proponer medidas también para los casos de emergencia.																
Referencia	No aplicado anteriormente																
Escala territorial	Demarcación Hidrográfica (DH)																
Escala temporal	Actual																
Fuente de datos	Ley 9/2010 de 30 de julio , de Aguas de la Comunidad Autónoma de Andalucía Plan Hidrológico de la Demarcación Hidrográfica Guadalete Barbate (2015 -2021) Plan Especial de Alerta y Eventual Sequía (2007). Demarcación Hidrográfica Guadalete Barbate.																
Cálculo	<p>Para calcular este indicador, se propone un cuestionario jerárquico de preguntas con posibilidad de respuesta <i>si</i> o <i>no</i>. El valor final del indicador será el resultado de sumar las puntuaciones del itinerario seguido en base a las respuestas del cuestionario.</p> <table><tr><td></td><td>SI</td><td>NO</td></tr><tr><td>¿Existe legislación que permita los Decretos de sequía como una herramienta de gestión?</td><td>0,33</td><td>0</td></tr><tr><td>¿Contempla en PHD los Decretos de sequía como herramienta de gestión?</td><td>0,33</td><td>0</td></tr><tr><td>¿Contempla el PES los Decretos de sequía como herramienta de gestión?</td><td>0,33</td><td>0</td></tr><tr><td>Valor Indicador (total)</td><td colspan="2">/1</td></tr></table>			SI	NO	¿Existe legislación que permita los Decretos de sequía como una herramienta de gestión?	0,33	0	¿Contempla en PHD los Decretos de sequía como herramienta de gestión?	0,33	0	¿Contempla el PES los Decretos de sequía como herramienta de gestión?	0,33	0	Valor Indicador (total)	/1	
	SI	NO															
¿Existe legislación que permita los Decretos de sequía como una herramienta de gestión?	0,33	0															
¿Contempla en PHD los Decretos de sequía como herramienta de gestión?	0,33	0															
¿Contempla el PES los Decretos de sequía como herramienta de gestión?	0,33	0															
Valor Indicador (total)	/1																
Relación con la vulnerabilidad	Cuanto mayor sea el valor del indicador, menos será la capacidad de adaptación a la sequía, y menor la vulnerabilidad.																

Ficha 22. Bancos de agua

Indicador: Bancos de agua (BAG)																				
Definición	Este indicador da cuenta de la existencia, operatividad y adecuación para su aplicación en situación de sequía de mecanismos públicos de intercambio de derecho del uso privativo del agua																			
Descripción	Los Bancos públicos o mercados de agua son un conjunto de herramientas a través de las cuales se puede realizar una reasignación de las concesiones de uso privativo del agua. Y pueden ser un buen mecanismo para reducir el impacto de las sequías (Arrojo, S.F), Calatrava y Garrido, 2005; Hernandez - Mora y Del Moral, 2005)																			
Referencia	No aplicado anteriormente																			
Escala territorial	Demarcación Hidrográfica (DG)																			
Escala temporal																				
Fuente de datos	Distintas figuras legislativa sobre política de recursos hídricos. Plan Especial de Alerta y Eventual Sequía de la DGHB (2007) Plan Hidrológico de la DHGB (2015-2021)																			
Cálculo	<p>Para calcular el indicador del establecimiento de los mercados de agua, se propone un cuestionario jerárquico, de preguntas con posibilidad de respuesta <i>sí</i> o <i>no</i>. El valor final del indicador será el resultado de sumar las puntuaciones del itinerario seguido en base a las respuestas del cuestionario.</p> <table><tr><td></td><td>SI</td><td>NO</td></tr><tr><td>¿Existe legislación que permita los bancos de agua?</td><td>0,2</td><td>0</td></tr><tr><td>¿Existe normativa que regule su funcionamiento?</td><td>0,25</td><td>0</td></tr><tr><td>¿Contempla en PHD los bancos de agua como herramienta de gestión?</td><td>0,25</td><td>0</td></tr><tr><td>¿Contempla el PES los bancos de agua como herramienta de gestión?</td><td>0,25</td><td>0</td></tr><tr><td>Total (Valor indicador)</td><td colspan="2">/1</td></tr></table>			SI	NO	¿Existe legislación que permita los bancos de agua?	0,2	0	¿Existe normativa que regule su funcionamiento?	0,25	0	¿Contempla en PHD los bancos de agua como herramienta de gestión?	0,25	0	¿Contempla el PES los bancos de agua como herramienta de gestión?	0,25	0	Total (Valor indicador)	/1	
	SI	NO																		
¿Existe legislación que permita los bancos de agua?	0,2	0																		
¿Existe normativa que regule su funcionamiento?	0,25	0																		
¿Contempla en PHD los bancos de agua como herramienta de gestión?	0,25	0																		
¿Contempla el PES los bancos de agua como herramienta de gestión?	0,25	0																		
Total (Valor indicador)	/1																			
Relación con la vulnerabilidad	Cuanto mayor sea el valor del indicador, mayor será la flexibilidad del sistema para reasignar los derechos del uso del agua en situación de sequía y por tanto mayor capacidad de adaptar la disponibilidad de los recursos para generar el menor impacto posible. Por tanto, a mayor valor del indicador, mayor capacidad de adaptación y menor vulnerabilidad.																			

Fichas de indicadores de factor infraestructuras

Ficha 23. Capacidad de embalse

Indicador: Capacidad de Embalse (CEM)	
Definición	Relación entre la capacidad total de almacenamiento de las reservas de agua en relación a las demandas anuales asociadas a dichas reservas.
Descripción	Este indicador hace referencia a la capacidad de las infraestructuras de reserva de agua para resistir las fluctuaciones de agua, lo que permite tener una idea la capacidad de las infraestructuras de almacenamiento para soportar un periodo de descenso de las precipitaciones sin sufrir consecuencias graves.
Referencia	Raskin <i>et al.</i> (1997); Hamounda <i>et al.</i> (2009)
Escala territorial	Sistema de Explotación (SE), Demarcación Hidrográfica (DH)
Escala temporal	Actual, 2021, 2027
Fuente de datos	Anejo 2. Inventario de Recursos Hídricos. Plan Hidrológico de Demarcación Hidrográfica Guadalete Barbate (2015 – 2021).
Cálculo	$CRI = \frac{S}{QD}$ <p>Donde;</p> <p><i>CEM</i> = Capacidad de Embalse <i>S</i> = Capacidad almacenamiento (<i>Storage</i> , en inglés) <i>QD</i> = Caudal demanda de agua</p>
Relación con la vulnerabilidad	Cuanto mayor es la capacidad de reserva mayor es la capacidad para superar periodo de descenso de precipitaciones y por tanto mayor la capacidad de hacer frente a la sequía sin sufrir afecciones sobre las demandas. La capacidad de reserva aumenta la capacidad de adaptación y por tanto reduce la vulnerabilidad frente al riesgo de sequía..

Ficha 24. Capacidad de desalación

Indicador: Capacidad de desalación (CDSL)	
Definición	Relación entre la capacidad total de aportación de recursos hídricos provenientes de plantas desaladoras respecto al total de las demandas.
Descripción	La capacidad de aportación de recursos hídricos por medio de fuentes alternativas como la desalación aumentan la disponibilidad de recursos de manera independiente a las precipitaciones y por tanto supone una garantía para la atención de demandas en situaciones de sequía, que puede ser especialmente útil en situaciones de emergencia.
Referencia	El Plan Especiales de Alerta y Eventual Sequía de las Cuencas Mediterráneas Andaluzas, incluye la desalación como un indicador de valoración, cuya finalidad es aportar información complementaria a los gestores del sistema para valorar la incidencia de la sequía y la viabilidad de las posibles medidas correctoras en los abastecimientos. El Plan Especial de Alerta y Eventual Sequía de la CHG incluye como indicador de estado “el buen funcionamiento de las desaladoras”.
Escala territorial	Sistema de Explotación (SE), Demarcación Hidrográfica (DH)
Escala temporal	Actual, 2021, 2027
Fuente de datos	Anejo 2. Inventario de Recursos Hídricos. Plan Hidrológico de Demarcación Hidrográfica Guadalete Barbate (2015 – 2021).
Cálculo	$CDSL = \frac{DSL}{QD}$ <p>Donde;</p> <p><i>CDSL</i> = Capacidad de Desalación <i>DSL</i> = Capacidad de aportación de recursos de desalación <i>QD</i> = Caudal demanda de agua</p>
Relación con la vulnerabilidad	Cuanto mayor es la capacidad de aportación de agua desalada, mayor será la independencia de las precipitaciones para satisfacer las demandas en una situación de sequía y por tanto mayor la capacidad de adaptarse y hacer frente a un período en las restricciones de recursos convencionales. Cuanto mayor sea la capacidad de desalación, menor será la vulnerabilidad.

Ficha 25. Capacidad de trasvase

Indicador: Capacidad de trasvase (CTRV)	
Definición	Relación entre la capacidad total de aportación de recurso hídricos provenientes de trasvases respecto al total de las demandas.
Descripción	Este indicador mide la capacidad de aportación de recursos por medio de trasvases respecto a la demanda de agua total. La capacidad de aportación de recursos hídricos por medio de fuentes alternativas como los trasvases de otras cuencas, pueden aumentar y/o garantizar la disponibilidad de recursos en una situación de sequía, siempre y cuando la cuenca cedente no se encuentre también en situación de sequía. Supone por tanto un aumento de la flexibilidad para la atención de distintas demandas en situaciones de sequía.
Referencia	El Plan Especiales de Alerta y Eventual Sequía de las Cuencas Mediterráneas Andaluzas, incluye la trasvases como un indicador de valoración, cuya finalidad es aportar información complementaria a los gestores del sistema para valorar la incidencia de la sequía y la viabilidad de las posibles medidas correctoras en los abastecimientos.
Escala territorial	Sistema de Explotación (SE), Demarcación Hidrográfica (DH)
Escala temporal	Actual, 2021, 2027
Fuente de datos	Anejo 2. Inventario de Recursos Hídricos. Plan Hidrológico de Demarcación Hidrográfica Guadalete Barbate (2015 – 2021).
Cálculo	$CTRV = \frac{TRV}{QD}$ <p>Donde;</p> <p><i>CTRV</i> = Capacidad de Trasvases <i>TS</i> = Capacidad de aportación de recursos de trasvases <i>QD</i> = Caudal demanda de agua</p>
Relación con la vulnerabilidad	Cuanto mayor es la capacidad de aportación de agua por medio de recursos externos, mayor flexibilidad tiene el sistema y mayor capacidad para responder a un descenso de las precipitaciones y por tanto menor vulnerabilidad.

Ficha 26 . Capacidad de reutilización

Indicador: Capacidad de reutilización (CREU)	
Definición	Relación entre la capacidad total de aportación de recurso hídricos provenientes de reutilización respecto a las demandas totales.
Descripción	La capacidad de aportación de recursos hídricos por medio de fuentes alternativas como la reutilización, pueden aumentar y/o garantizar la disponibilidad de recursos en una situación de sequía. Pese a que el uso de agua reutilizada no está permitida para algunos usos, la utilización de los recursos provenientes de la reutilización, si permite satisfacer demandas con exigencias de calidad menores y permitir el ahorro de recursos de mejor calidad cuando la sequía provoca un descenso en la disponibilidad de este tipo de recursos.
Referencia	No aplicado anteriormente en evaluaciones de vulnerabilidad
Escala territorial	Sistema de Explotación (SE), Demarcación Hidrográfica (DH)
Escala temporal	Actual, 2021, 2027
Fuente de datos	Anejo 2. Inventario de Recursos Hídricos. Plan Hidrológico de Demarcación Hidrográfica Guadalete Barbate (2015 – 2021).
Cálculo	$CREU = \frac{REU}{QD}$ <p>Donde;</p> <p><i>CREU = Capacidad de Reutilización</i> <i>REU = Capacidad de aportación de recursos procedentes de reutilización</i> <i>QD = Caudal demanda de agua</i></p>
Relación con la vulnerabilidad	Cuanto mayor es la capacidad de aportación de agua por medio de reutilización mayor es la flexibilidad del sistema para hacer frente a una sequía, y por tanto menor la vulnerabilidad del sistema.

Fichas de indicadores del factor comunicación y percepción del riesgo de sequía

Ficha 27. Comunicación del riesgo de sequía

Indicador: Comunicación de riesgo de sequía (CRS)	
Definición	Porcentaje de noticias de prensa escrita sobre sequía que trasladan un mensaje que traslada mensajes catastrofistas sobre las causas y consecuencias de las sequías alineados con el paradigma de la gestión de crisis y las respuestas reactivas.
Descripción	Los medios de comunicación son una de las principales vías a través de las cuales la población recibe información sobre riesgos naturales y sequía. Mediante el uso de este indicador se evalúa el nivel de adaptación de los discursos y contenidos aparecidos en prensa sobre el cambio de paradigma de la gestión de la sequía como crisis a la gestión como riesgos.
Referencia	No aplicado anteriormente a evaluaciones de vulnerabilidad a la sequía.
Escala territorial	Demarcación Hidrográfica (DH)
Escala temporal	Actual
Fuente de datos	Prensa digital local, regional y nacional con noticias sobre sequías obtenidas a través de la base de datos iConoce (años 2004/5 – 2014/15).
Cálculo	<p>El cálculo de este indicador se realiza de la siguiente manera:</p> $CRS = \frac{NN (sequía como crisis)}{NN(total de sequía)} * 100$ <p>Donde;</p> <p><i>CRS = Comunicación Riesgo de Sequía</i> <i>NN (Sequía como crisis) = Número de noticias sobre sequía paradigma de gestión de crisis</i> <i>NN (de sequía) = Número total de noticias sobre sequía parecidas en prensa</i></p> <p>Para la realización del análisis y debido a la gran cantidad de información se utiliza el software Atlas.t i</p>
Relación con la vulnerabilidad	Valores altos del indicador implican una mayor comunicación de la sequía como fenómeno catastrófico y la propuesta de medidas reactivas y de emergencia y por tanto más alejado de la comprensión del

Ficha 28. Percepción del riesgo de sequía

Indicador: Percepción sobre riesgo de sequía (PRS)	
Definición	Consideración de la sequía como principal problema de Andalucía.
Descripción	La manera en cómo se percibe e interpreta un determinado “problema”, condiciona en gran medida la manera de afrontarlo. Cuanto mayor sea el conocimiento y la percepción de la sequía en una determinada sociedad mayor será su disposición a emprender medidas para mitigar sus efectos.
Referencia	No aplicado anteriormente a evaluaciones de vulnerabilidad a la sequía.
Escala territorial	Demarcación Hidrográfica (DH).
Escala temporal	Actual
Fuente de datos	Ecobarómetro de Andalucía (2004 -2013). Instituto de Estudios Sociales Avanzados (IESA –CSIS).
Cálculo	<p>Para el cálculo de este indicador se han seleccionado aquellas entrevistas del EBA realizadas en el ámbito territorial de la DHGB (previa comprobación de la representatividad de los datos a esa escala). De todas las preguntas, se han seleccionado dos que se consideran especialmente relevantes para determinar cómo se percibe la sequía por la ciudadanía. Concretamente las preguntas seleccionadas son las siguientes:</p> <p><i>¿Cuál considera Ud. que es el problema más importante de Andalucía en la actualidad?. ¿Y el segundo y tercero más importante? (pregunta abierta)</i></p> <p>Para el cálculo en primer lugar se han contabilizado aquellas respuestas que han considerado a la sequía como el primer, segundo o tercer problema de Andalucía en la actualidad. Después se obtiene el % respecto al total de entrevistas.</p> <p><i>Pensando en nuestra Comunidad Autónoma, le voy a mostrar una serie de problemas relacionados con el medio ambiente. ¿Podría decirme los dos más importantes que, en su opinión, tiene hoy Andalucía? Con las siguientes opciones: erosión, incendios forestales, contaminación de playas y mares, contaminación de ríos, desaparición de flora y fauna, falta de agua, contaminación del aire, pérdida de paisajes y parajes naturales.</i></p> <p>De la misma manera que en la pregunta anterior, en primer lugar se han contabilizado aquellas respuestas que han considerado a la sequía como el primer, o segundo problema de Andalucía relacionados con el medio ambiente y después se obtiene el % respecto al total de entrevistas.</p> <p>Una vez calculados los valores obtenidos para cada una de las dos preguntas, se calcula la media aritmética de los resultados obtenidos para cada una de ellas.</p>
Relación con la vulnerabilidad	Cuanto mayor es la percepción de la sequía como un problema, mayor será la disposición a afrontar dicho problema y por tanto mayor la capacidad de adaptación y menos la vulnerabilidad de dicha población a la sequía.

Ficha 29. Número de Doctores

Indicador: N° de Doctores (N° D)	
Definición	Porcentaje de la población que ha obtenido el grado de Doctor
Descripción	El grado de Doctor es el nivel de estudios a partir del cual un investigador está capacitado para dirigir una investigación. Por lo tanto, es un indicador que da cuenta del potencial investigador de un lugar en un determinado momento.
Referencia	No aplicado anteriormente en evaluaciones de vulnerabilidad frente al riesgo de sequía
Escala territorial	Demarcación Hidrográfica (DH)
Escala temporal	Actual
Fuente de datos	Censo de Población y Vivienda 2011. Instituto Nacional de Estadística (INE)
Cálculo	$N^{\circ} D = \frac{P(doctor)}{P(total)} * 100$ <p>Donde;</p> <p>$N^{\circ} D = \text{Porcentaje de Doctores}$ $P(doctor) = \text{Número de personas que han obtenido el grado de Doctor}$ $P(total) = \text{Población total (mayor de 30 años)}.$</p>
Relación con la vulnerabilidad	Cuanto mayor sea el número de personas que han obtenido el grado de Doctor mayor será el potencial investigador, mayor la capacidad de adaptación a largo plazo y menor la vulnerabilidad.

Ficha 30. Número de investigadores

Indicador: N° de investigadores (N° I)	
Definición	Porcentaje de investigadores o técnicos de investigación cuya principal ocupación es la investigación.
Descripción	El número de personas cuya dedicación principal es la investigación, da buena cuenta de la capacidad de una sociedad para evolucionar y adaptarse a los cambios.
Referencia	De Stefano <i>et al.</i> (2015)
Escala territorial	Demarcación Hidrográfica (DH)
Escala temporal	Actual
Fuente de datos	Censo de Población y Vivienda 2011. Instituto Nacional de Estadística (INE)
Cálculo	$N^{\circ} I = \frac{N^{\circ} \text{ ocupados } I+D+i}{N^{\circ} \text{ ocupados totales}} * 100$ <p>Donde;</p> <p>$N^{\circ} I = \text{Porcentaje de investigadores respecto a población ocupada}$ $N^{\circ} \text{ Ocupados } I + D + i = n^{\circ} \text{ ocupados (tiempo completo + tiempo parcial) como act. princ}$ $N^{\circ} \text{ ocupados totales} = N^{\circ} \text{ ocupados totales (tiempo completo + tiempo parcial)}$</p>
Relación con la vulnerabilidad	Cuanto mayor sea el valor del indicador mayor será la capacidad de adaptación y menor la vulnerabilidad.

Ficha 31. Inversión en I+D+i

Indicador: Inversión en I+D+i (I+D+i)	
Definición	Inversión en I+D+i de las administraciones pública respecto al P.I.B.
Descripción	La inversión realizada en materia de investigación y desarrollo se considera un factor determinante de la capacidad de adaptación especialmente a largo plazo. A través de la investigación, se aumenta la capacidad de generar nuevos conocimientos sobre el fenómeno de la sequía en todas sus dimensiones (climática, social, económica, institucional, etc.) y también posibilita el aumento de nuevas herramientas para reducir la vulnerabilidad (tecnológicas, económicas, etc.)-
Referencia	Es un indicador desarrollado por el Banco Mundial (2005) y utilizado en algunos trabajos de evaluación de vulnerabilidad (De Stefano <i>et al.</i> (2015)
Escala territorial	Comunidad Autónoma,
Escala temporal	Actual
Fuente de datos	Instituto Nacional de Estadística (INE). Últimos datos publicado sobre gasto en I+D+i corresponde al año 2014.
Cálculo	<p>El cálculo de este indicador se realiza de la siguiente manera:</p> $I + D + i = \frac{\text{Gasto en } I + D + i}{P.I.B} * 100$ <p>Donde;</p> $I+D+i = \text{Gasto en } I + D + i$ <p>Los datos de gasto en I+D+i no están desagregados a nivel provincial, puesto que la inversión en investigación es competencia de administraciones superiores (autonómica, estatal o europea).</p>
Relación con la vulnerabilidad	Cuanto mayor sea el la inversión realizada en I+D+i mayor será la capacidad de adaptación y menor la vulnerabilidad.

Fichas de indicadores de factor cambio climático

Ficha 32. Adecuación del Plan Hidrológico a previsiones de cambio climático

Indicador: Adaptación del Plan Hidrológico a cambio climático (PHCC)																							
Definición	Grado de integración de las predicciones de cambio climático en la planificación hidrológica. Evaluación cualitativa																						
Descripción	Con base en los modelos de cambio climático realizados por el IPCC (2007), el CEDEX publicó, en el año 2010 una serie de informes de evaluación sobre los efectos del cambio climático sobre los recursos hídricos y las masas de agua de las distintas Demarcaciones españolas. En estos informes se concluye que el cambio climático provocará entre otras cosas, un aumento de la temperatura, la evapotranspiración y una disminución de las precipitaciones y la escorrentía. Las consecuencias de estos cambios, según dichos informes son: 1) aumento generalizado de las demandas de agua (doméstica y agraria), disminución de los recursos disponibles y un empeoramiento del estado ecológico de las masas de agua superficiales tipo río (el resto de masas de agua no han sido evaluadas).																						
Referencia	No aplicado anteriormente a evaluaciones de vulnerabilidad a la sequía.																						
Escala territorial	Demarcación Hidrográfica (DH).																						
Escala temporal	Actual																						
Fuente de datos	CEDEX (2010a) CEDEX (2010b) CEDEX (2010c) CEDEX (2010d) Plan Hidrológico de Demarcación Hidrográfica Guadalete-Barbate (2015-2021)																						
Cálculo	<p>Para el calculo del indicador se propone el siguiente cuestionario de preguntas que pueden responderse con si o no. El valor del indicador será el resultado obtenido tras contestar cada una de las preguntas y sumar los valores obtenidos para cada una de ellas.</p> <table border="1"> <thead> <tr> <th></th><th>SI</th><th>NO</th></tr> </thead> <tbody> <tr> <td>¿Se consideran los efectos del cambio climático en el ETI?</td><td>0,20</td><td>0</td></tr> <tr> <td>¿Se tiene en cuenta la disminución de los recursos disponibles como consecuencia del cambio climático?</td><td>0,20</td><td>0</td></tr> <tr> <td>¿Se tienen en cuenta el aumento de las demandas como consecuencia del cambio climático?</td><td>0,20</td><td>0</td></tr> <tr> <td>¿Se tiene en cuenta el efecto del cambio climático en el estado de las masas de agua?</td><td>0,20</td><td>0</td></tr> <tr> <td>¿Se proponen medidas de adaptación a esos cambios en el Programa de Medidas?</td><td>0,20</td><td>0</td></tr> <tr> <td>Valor del indicador (total)</td><td colspan="2">/1</td></tr> </tbody> </table>			SI	NO	¿Se consideran los efectos del cambio climático en el ETI?	0,20	0	¿Se tiene en cuenta la disminución de los recursos disponibles como consecuencia del cambio climático?	0,20	0	¿Se tienen en cuenta el aumento de las demandas como consecuencia del cambio climático?	0,20	0	¿Se tiene en cuenta el efecto del cambio climático en el estado de las masas de agua?	0,20	0	¿Se proponen medidas de adaptación a esos cambios en el Programa de Medidas?	0,20	0	Valor del indicador (total)	/1	
	SI	NO																					
¿Se consideran los efectos del cambio climático en el ETI?	0,20	0																					
¿Se tiene en cuenta la disminución de los recursos disponibles como consecuencia del cambio climático?	0,20	0																					
¿Se tienen en cuenta el aumento de las demandas como consecuencia del cambio climático?	0,20	0																					
¿Se tiene en cuenta el efecto del cambio climático en el estado de las masas de agua?	0,20	0																					
¿Se proponen medidas de adaptación a esos cambios en el Programa de Medidas?	0,20	0																					
Valor del indicador (total)	/1																						
Relación con la vulnerabilidad	Cuanto mayor sea el grado de integración de las predicciones de los efectos de cambio climático, mayor será la capacidad de adaptación a la sequía, especialmente en el largo plazo, y por tanto menos la vulnerabilidad.																						

Ficha 33. Percepción sobre cambio climático

Indicador: Percepción Cambio Climático (PCC)	
Definición	Nivel de percepción de la importancia del cambio climático respecto al conjunto de problemas globales
Descripción	Las últimas previsiones de los modelos de cambio climático realizadas por el IPCC (2012, 2014), auguran un aumento en la frecuencia e intensidad de las sequías en las regiones del sur de Europa. La percepción de una sociedad sobre las posibles consecuencias futuras del cambio climático, supone un elemento clave para la adaptación a largo plazo frene a este tipo de riesgos.
Referencia	No aplicado anteriormente en análisis de vulnerabilidad a la sequía.
Escala territorial	Demarcación Hidrográfica (DH)
Escala temporal	Actual
Fuente de datos	Ecobarómetro de Andalucía (serie 2004 -2013). Instituto de Estudios Sociales Avanzados (IESA-CSIC).
Cálculo	<p>Para el cálculo de este indicador se han seleccionado aquellas entrevistas del EBA realizadas en el ámbito territorial de la DHGB (previa comprobación de la representatividad de los datos a esta escala). De todas las preguntas, se han seleccionado las preguntas que se consideran especialmente relevantes para determinar cómo se percibe el cambio climático por la ciudadanía. Concretamente las preguntas seleccionadas son las siguientes:</p> <p><i>Del siguiente listado de problemas ambientales de carácter general, es decir, que afectan a todo el planeta. Por favor, dígame los dos que, en su opinión, tienen más importancia.</i> (cambio climático, destrucción de la capa de ozono, agotamiento de recursos naturales, contaminación de océanos, desaparición de especies vegetales y animales, avance de erosión y desertificación, otros, ninguno, NS/NC)</p> <p>Se han contabilizado aquellas respuestas que han considerado el cambio climático como el primer o segundo problema global y después se ha calculado el % respecto al total de entrevistas realizadas en la DHGB.</p>
Relación con la vulnerabilidad	Cuanto mayor sea la importancia que la población le da al cambio climático, mayor será la capacidad de adaptación al posible aumentos en la intensidad y frecuencia de los fenómenos hidrológicos extremos, y por tanto menos la vulnerabilidad.